Eine Nation,
die ihren Boden zerstört,
zerstört sich selbst.

Frédéric Albert Fallou, 1862

JUSTUS-LIEBIG-UNIVERSITÄT GIESSEN
Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotrophologie und Umweltmanagement
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II
Professur für Organischen Landbau

Strategien zur Erosionsminderung beim Anbau von Silomais im ökologischen Landbau

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science“
an der Justus-Liebig-Universität Gießen

eingereicht von
Nico Eisenkrämer

gestellt von:
Betreuer: **Prof. Dr. Günter Leithold**, Professur für Organischen Landbau
Zweitprüfer: **Dr. Franz Schulz**, Professur für Organischen Landbau

Gießen
August 2014

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Abb.	Abbildung
AGNPS	Agricultural Non-Point Source pollution model
ANOVA	*analysis of variance* (Varianzanalyse)
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
BÖLN	Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft
bspw.	beispielsweise
bzw.	beziehungsweise
°C	Grad Celsius
ca.	Circa
$CaCl_2$	Calciumchlorid
cm	Zentimeter
CO_2	Kohlenstoffdioxid
CREAMS	Chemical Runoff and Erosion from Agricutural Management Systems
dABAG	differenzierende Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Def.	Definition
d. h.	das heißt
DMK	Deutsches Maiskomitee
DOI	Digital Object Identifier (Digitaler Objektbezeichner)
dt	Dezitonne
E2D	EROSION 2D
E3D	EROSION 3D
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator
et al.	und andere (von lat. et alii)
EUROSEM	EUROpean Soil Erosion Model
FF	Fruchtfolge
FM	Frischmasse
g	Gramm
GIS	Geographische Informationssysteme, kurz: Geoinformationssysteme
GPS	Global Positioning System (Globales Positionsbestimmungssytem)

GV	Großvieheinheit
h	Stunde
ha	Hektar
Hrsg.	Herausgeber
HRZ	Hochschulrechenzentrum
ISBN	International Standard Book Number (Internationale Standardbuchnummer)
JLU	Justus-Liebig-Universität Gießen
kg	Kilogramm
KINEROS	KINematic EROsion Simulation
km	Kilometer
Kö.	Körner
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
L	Liter
LISEM	LImburg Soil Erosion Model
LKG	Luzerne-Kleegras-Gemenge
LSD	Least Significant Difference (Kleinste Signifikante Differenz)
m	Meter
m^2	Quadratmeter
mg	Milligramm
mL	Milliliter
mm	Millimeter
NH_4	Ammonium
N_{min}	Mineralischer Stickstoff (Summe aus Nitrat- und Ammoniumstickstoff)
NO_3	Nitrat
OPUS	Field scale water quality model
PDF	Portable Document Format (trans-portables Dokumentenformat)
RBA	Relativer Bodenabtrag
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
S.	Seite(n)
s.	siehe
sog.	sogenannt
SW	Sommerweizen
SE	Standard Error (Standardfehler)

s. u.	siehe unten
t	Tonne
Tab.	Tabelle
TM	Trockenmasse
US	Untersaat
USA	United States of America
USLE	Universal Soil Loss Equation
usw.	und so weiter
ü. NN	über Normal Null
v. a.	vor allem
vgl.	vergleiche
VPN	Virtual Private Network
WEPP	Water Erosion Prediction Project
WR	Winterroggen
WW	Winterweizen
z. B.	zum Beispiel
ZF	Zwischenfrucht
z. T.	zum Teil

Abbildungsverzeichnis

Abbildungen im Text

Abbildungen im Anhang

Tabellenverzeichnis

Tabellen im Text

Tabellen im Anhang

Verzeichnis der botanischen Pflanzennamen

Avena sativa L.	Hafer
Beta vulgaris var. altissima L.	Zuckerrübe
Brassica napus L.	Raps
Glycine max (L.) Merr.	Sojabohne
Hordeum vulgare L.	Gerste
Lolium perenne L.	Deutsches Weidelgras
Medicago sativa L.	Luzerne
Pisum sativum L.	Erbse
Raphanus sativus L.	Ölrettich
Secale cereale L.	Roggen
Solanum tuberosum L.	Kartoffel
Trifolium incarnatum L.	Inkarnatklee
Trifolium pratense L.	Rotklee
Trifolium repens L.	Weißklee
Triticum aestivum L.	Weizen
Triticum aestivum subsp. *spelta* L.	Dinkel
Vernicia fordii (Hemsl.) Airy Shaw	Holzölbaum
Vicia faba L.	Ackerbohne
Vicia sativa L.	Sommerwicke
Zea mays L.	Mais

1 Einleitung

Erosion ist weltweit die größte Gefährdung des Naturgutes und Produktionsfaktors Boden (AUERWSWALD und KAINZ 2003, BASIC et al. 2004, JEBARI et al. 2012, NJAKATAWA 2007, PRASUHN et al. 2013, RIPPEL 2010, SCHEFFER et al. 2010, SCHMIDT 2010, XU et al. 2013).

Seit den Anfängen des Ackerbaus sind die menschlichen Zivilisationen auf der ganzen Welt über die Zeit unterschiedlich stark von Bodenerosion durch Wasser betroffen. Dies belegen unter anderem die ersten, mehr als 2.500 Jahre alten historischen Dokumente über Bodenerosion aus China und Griechenland. Die lokalen und regionalen Unterschiede in den natürlichen Gegebenheiten, sowie kulturelle Traditionen und sozioökonomische Bedingungen spielten langfristig gesehen eine wichtige Rolle bei der Erosionsdynamik und den Erosionsraten. Das Entfernen der natürlichen Vegetation, z. B. im Rahmen der Abholzung von Wäldern infolge des Bevölkerungswachstums, und die nachfolgende Substitution durch den Ackerbau schafften Bereiche mit blanken oder spärlich bewachsenen und damit erosionsanfälligen Böden. Mit Beginn des Einsatzes schwerer Maschinen und Gerätschaften nahm die Gefahr der Bodenverdichtung und somit von Erosion und Bodenverlusten zu. Die wachsenden Betriebsdimensionen mit immer größeren Schlägen und die damit einhergehende Beseitigung von Gras- und Gehölzrändern, die den Boden die Jahre zuvor vor Erosionen geschützt haben, forcierten die Bodenerosion. Die Bodenverluste erschöpften die Bodenfruchtbarkeit, verschlechterten die Bodenstruktur, verringerten die effektive Durchwurzelungstiefe, störten die Grundlage aller natürlichen Prozesse und schmälerten letztendlich die Erträge teilweise bis zur Existenzbedrohung. Dennoch kam das Interesse an Bodenerosion und Bodenschutz erst Ende des 18. Jahrhunderts auf, da Bodenerosion üblicherweise ein schleichender Prozess ist und die negativen Auswirkungen in ihrer Gesamtheit häufig erst während längerer Experimente oder Beobachtungszeiträume bemerkt wurden. Im Laufe der Zeit entwickelten die Menschen dann verschiedenartige Erosionsschutzstrategien, um einer Bodendegradation entgegenzuwirken und Umweltbelastungen abzumildern. Dabei war das Bewusstsein für die Notwendigkeit des Bodenschutzes abhängig von der natürlichen und soziokulturellen Situation sowie in jeder Kultur und Epoche anders. In Gebieten, in denen der Bodenschutz in traditionelle Bodenbearbeitungssysteme integriert oder die Bewirtschaftung entsprechend angepasst wurde und der Boden zudem weniger erosionsanfällig war, konnte das Ackerland über lange Zeit nachhaltig bewirtschaftet werden. Erosionsanfälligere und weniger sorgsam bearbeitete Böden in anderen Gegenden sind hingegen relativ schnell durch Erosion in Folge der Degradation und Devastierung zerstört worden (DOTTERWEICH 2013).

Gegenwärtig lässt sich die Zunahme der Bodenerosion durch Wasser infolge geringer Bodenbedeckung durch zunehmenden Anbau von Kulturen wie beispielsweise Silomais als Energiepflanze für Biogasanlagen (ATTENBERGER 2010, DEUMLICH 2009) und verstärkter Bodenverdichtung durch Intensivierung der Bodenbearbeitung (SCHWERTMANN et al. 1990) genauso wenig leugnen wie die mittlerweile erwiesenen Klimaveränderungen, welche die Erosionsproblematik nochmals verschärfen. Hierzu zählt eine ungleichmäßigere Verteilung der jährlichen Niederschlagsmengen, die Zunahme der Niederschlagsvariabilität und v. a. ein Anstieg erosiver Starkniederschlagsereignisse in Mitteleuropa (SAUERBORN et al. 1999, STRAUSS et al. 2010). Deswegen ist es nicht verwunderlich, dass die in Europa hauptsächlich durch Wasser und in geringerem Ausmaß durch Wind verursachte Bodenerosion, als eine der erheblichsten und ohnehin am weitesten verbreitete Form der Bodendegradation, den Zustand der Böden mit aller Wahrscheinlichkeit weiter verschlechtern wird (EEA 1999, GOBIN et al. 2004, VERHEIJEN et al. 2009). Sofern keinerlei Umdenken in der Landbewirtschaftung, vor allem in Richtung Extensivierung der Bodenbearbeitung und Intensivierung des Bodenschutzes, erfolgen sollte, wird das kostbare Gut Boden auf vielen Standorten beständig weiter verloren gehen.

Von der Erosionsproblematik bleiben auch die Bundesländer Deutschlands nicht verschont. Für Hessen liegen beispielsweise die erosionsbedingten Bodenverluste laut den Modellergebnissen von TETZLAFF et al. (2013) zu Erosionsraten auf Ackerflächen und an steilen Weinbergen zwischen < 0,5 t/ha*a und > 15 t/ha*a mit einer geschätzten mittleren Verlustgröße um die 4,3 t/ha*a. Im Jahr 2012 kam es auf dem in Hessen befindlichen Lehr- und Versuchsbetrieb der Justus-Liebig-Universität Gießen Gladbacherhof bei Villmar/Aumenau infolge von Unwettern mit starkem Niederschlag gleich zu mehreren schweren Erosionsereignissen. Vom höher gelegenen Maisfeld am Waldrand wurde eine große Menge an Boden von dem unebenen Schlag mehrere hundert Meter straßenabwärts in Richtung Tal bis zum örtlichen Bahnhof transportiert. Dies hatte beträchtliche On-Site- und Off-Site-Schäden und die Kritik am für den Bodenabtrag förderlichen Maisanbau zur Folge[1]. Dies zeigt, dass Bodenerosion gerade auf hanglagigen Flächen, wenn dort der Boden nicht ausreichend bedeckt und schonend bearbeitet wird, eine Gefahr für die wertvollen Ackerböden ist und bleibt. Deshalb sollten traditionelle als auch moderne Vorsorgemaßnahmen zur Anwendung kommen, um dem Bodenabtrag Einhalt zu gebieten. Eine Bewertung der Bandbreite an gängigen und anwendbaren Bodenschutzstrategien unter den sich ändernden klimatischen Bedingungen und dem zunehmenden Landnutzungsdruck ist dabei von entscheidender Wichtigkeit (DOTTERWEICH 2013).

---

[1] Siehe Mitteilung vom 26.06.2012 unter http://villmarernachrichten.de/Gladbacher%20Hof%20gibt%20%C3%B6ffentlich%20offenkundige%20Zusammenh%C3%A4nge%20mit%20Schlammabg%C3%A4ngen%20zu.htm (Stand: 29.06.2014).

1.1 Problemstellung

Erosionsereignisse, die in der heutigen Landwirtschaft ein bedeutsames Problem für viele Betriebe und die Umwelt sind, betreffen nicht nur den konventionellen, sondern auch den ökologischen Landbau. Gerade die geographische Lage des Gladbacher-hofes, einem Öko-Landbaubetrieb, birgt durch diverse Hanglagen auf Parzellen und Schlägen, sowie durch die erosionsgefährdeten Böden mit einem hohen Schluffanteil ein hohes Maß an Gefährdungspotenzial für Bodenerosion bei Niederschlagsereig-nissen. In den Jahren 1992, 2008 und 2012 traten so sehr heftige Erosionsereignisse auf, die Anlass zur Suche nach Lösungen gaben. Aus ökonomischen, ökologischen und gesellschaftlichen Gründen besteht hier noch ein dringender Handlungsbedarf.

1.2 Zielsetzung und Forschungsfrage

Mit der vorliegenden Arbeit über das Thema „Strategien zur Erosionsminderung beim Anbau von Silomais im ökologischen Landbau“ werden die folgenden Ziele verfolgt:

1) Aufarbeitung des Wissenstandes zur Bodenerosion in Form einer umfangreichen Literaturrecherche, um folgenden Fragen nachzugehen:
   - Wie entsteht Bodenerosion?
   - Welche Formen der Bodenerosion gibt es?
   - Welche Prozesse sind an der Bodenerosion beteiligt?
   - Welche Faktoren beeinflussen die Erosionsprozesse?
   - Welche Schäden können durch Wassererosion für die Landwirtschaft, Umwelt und Gesellschaft entstehen?
   - Welche Methoden gibt es, das Ausmaß von Bodenerosionen abzuschätzen?
   - Wo liegen die Möglichkeiten bzw. Vorteile und wo die Grenzen bzw. Nachteile einzelner Erosionsprognosemethoden?
   - Welche Erosionsschutzmaßnahmen gibt es?
   - Wie wirkungsvoll sind die einzelnen Erosionsschutzmaßnahmen?
   - Welche Bedeutung hat die Ausweitung des Silomaisanbaus für die Erosion?
   - Ist der ökologische weniger erosionsfördernd als der konventionelle Landbau?
   - Welche Erosionsschutzmaßnahmen eignen sich eher für den konventionellen und welche für den ökologischen Landbau?
   - Inwieweit sind die Erosionsprognosemodelle auch unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus anwendbar und deren Schätzungen aussagekräftig?

2) Recherche über Erosionsereignisse, die in der Vergangenheit auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof stattgefunden haben, um in dem entsprechenden Jahr die durch Wassererosion entstandenen Schäden auf und abseits der Ackerflächen, sowie die erosionsgefährdeten Flächen des Gladbacherhofs abzubilden.
3) Feldexperimentelle Arbeit auf den Prüfparzellen am Gladbacherhof mit einer Datenerhebung und -auswertung zu dem Versuch „Erosionsschützender Anbau von Silomais“. Hierzu wird untersucht, ob konservative Anbauverfahren mit reduzierter Bodenbearbeitung und erhöhter Bodenbedeckung vergleichbar hohe Erträge wie ein konventionell mit Herbstfurche angebauter Silomaisbestand erbringen. Zudem werden die N_{min}-Gehalte auf Divergenzen zwischen den Anbauvarianten geprüft.

1.3 Strukturierung der Arbeit

Nach den vorangegangen methodischen Grundlagen wird in der Literaturstudie als Einstieg zunächst der allgemeine Wissensstand zum Thema Bodenerosionen aufgezeigt. Danach liegt der Schwerpunkt auf der Vorstellung von Erosionsmodellen und -schutzstrategien. Die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) mit ihren Möglichkeiten und Grenzen wird als weitläufig angewandtes Erosionsmodell explizierter vorgestellt. Des Weiteren wird die Weiterentwicklung der Erosionsmodellierung anhand von diversen neueren Methoden zur Erosionserfassung und -prognose, angefangen von leichten Abwandlungen der ABAG bis hin zu neuartigen Erosionsmodellen z. B. für Schadens- und Gefährdungskartierungen, dargestellt. Nach der Besprechung von grundlegenden Schutzmaßnahmen folgt die Gegenüberstellung der Erosionsproblematik im ökologischen im Unterschied zum konventionellen Landbau bezüglich Silomaisanbau, Wirksamkeit von Erosionsvermeidungs- und Erosionsverminderungsstrategien und Eignung der ABAG zur Erosionsabschätzung auf ökologischen Betrieben.

Unter Mithilfe von Erfahrungsberichten und Aufzeichnungen über Erosionsereignisse in der Vergangenheit des Gladbacherhofs wird als nächstes die Einstätzung der Erosionsanfälligkeit der Flächen auf dem Gladbacherhof vorgenommen und diese in einer Flurkarte von 2012 entsprechend kenntlich gemacht. Dies soll dazu dienen, mögliche Empfehlungen und Verbesserungsvorschläge für die Praxis geben zu können.

Es folgt die praktische Untersuchung auf den Versuchsparzellen des Gladbacherhofs zum Silomaisanbau. Der Anbau unterschiedlicher Zwischenfrüchte bzw. Untersaaten im Maisbestand zur Erhöhung des Bodendeckungsgrads und gleichzeitig Minderung der Erosionsgefahr wird geprüft. Dazu werden einige Ertragsparameter und der N_{min}-Gehalt erhoben. Diese gewonnenen Parameterdaten werden in einer einfaktoriellen Varianzanalyse ausgewertet und hinsichtlich ihrer Effektivität miteinander verglichen.

2 Methodische Grundlagen

2.1 Durchführung der Literaturrecherche

Diese Arbeit befasst sich im theoretischen Teil mit dem Stand des Wissens zu dem großen Themenkomplex der Bodenerosion. In diesem Kapitel wird vorab die Vorgehensweise der Literaturarbeit beschrieben. Hierzu werden das verwendete Literaturverwaltungsprogramm und das Bibliothekssystem der Universität Gießen vorgestellt, sowie die verwendeten Datenbanken und genutzten Rechercheseiten erwähnt. Abschließend wird in Kurzform das Prinzip der speziellen Fachliteratursuche dargestellt. Die Ergebnisse der Literaturrecherche werden im Abschnitt 3 vorgestellt und die Fortschritte bis zum derzeitigen Wissensstand über Erosion dargelegt.

2.1.1 Verwendung des Programms Citavi 4 für die Literaturverwaltung

Für die Verwaltung der Literatur wurde das für alle Universitätsangehörigen kostenfreie, deutschsprachige Softwareprogramm Citavi genutzt[2]. Dieses Programm ist besonders hilfreich und praktisch für die Sammlung und die richtige Zitation einer großen Anzahl bibliografischer Daten und deren Kategorisierung. Es ermöglicht die Recherche und eine einfache, rasche Integration von Literaturquellen mit einem individuell einstellbaren Zitationsstil in das entsprechende Projekt. Ferner können Abstracts, Schlagwörter, Zitate, Kategorien und Aufgaben zur besseren Verwaltung für jede Quelle hinzugefügt werden. Über ISBN oder DOI kann die Literaturquelle direkt mit der entsprechenden Zitation in das Programm übernommen werden, sodass nicht die komplette Zitation für jede einzelne Quelle erstellt werden muss. Den importierten Quellen können wörtliche und indirekte Zitate, Zusammenfassungen, Kommentare und Bild- oder Dateizitate für eine leichtere Zitation, sowie wechselseitige Verweise für einen schnelleren Überblick über die Zusammenhänge zwischen zwei oder mehreren Quellen angefügt werden. Das Programm ermöglicht über die Literaturverwaltung und den zuvor kurz beschriebenen Tools hinaus im Reiter Wissensorganisation mit einer Gesamtübersicht der Kategorien und Zitate den Import von PDF-Dateien. Mit Citavi ist das Einfügen von Kurzzitaten in ein Word-Dokument und die automatische Erstellung des Literaturverzeichnisses nach benutzerdefinierten Einstellungen ohne das manuelle Abtippen einzelner Titel möglich. Eine ausführliche Beschreibung des Programms Citavi 4 ist dem im Internet frei verfügbaren Benutzerhandbuch zu entnehmen[3].

[2] http://www.uni-giessen.de/cms/fbz/svc/hrz/svc/software/lizenzen/citavi (Stand 12.06.2014).
[3] http://www.citavi.com/sub/manual4/de/index.html (Stand 12.06.2014).

2.1.2 Nutzung von Datenbanken

Das Bibliotheksnetzwerk der Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU) stellt ein umfangreiches Literaturangebot vieler Fachdisziplinen zur Verfügung. Neben einer großen Anzahl an Monografien, Sammelwerken, Tagungsbänden, Zeitschriften, Zeitungsartikeln, Sonderheften, Hochschulschriften usw. liegen für die jeweiligen Studiengänge eigene Fachportale mit diversen fachspezifischen Onlinedatenbanken vor. In dem Bereich Agrarwissenschaften, Umwelt und Ernährung sind Datenbanken im Fachgebiet „Land- und Forstwirtschaft, Gartenbau, Fischereiwirtschaft, Hauswirtschaft, Ernährung“ vorhanden. Dieses Fachgebiet umfasst derzeit ein Gesamtangebot von 163 Datenbanken. Dazu zählen unter anderem CAB Abstracts, Agris und Web of Science. Viele der Online-Datenbanken sind frei, andere nur über das Uni-Netz zugänglich[4]. Das digitale Netzwerk der Universität Gießen gestattet den Zugriff über WLAN-Zugang, Kabelanschluss oder PC-Arbeitsplätzen auf eine Vielzahl von als E-Medium publizierter Literatur. Studierende und Universitätsangehörige haben zudem die Möglichkeit, sich im Hochschulrechenzentrum (HRZ) der Gießener Universität einen Cisco AnyConnect Client auf ihrem privaten Rechner einrichten zu lassen. Damit besteht die Möglichkeit des Zugriffs von außeruniversitären Arbeitsplätzen aus auf das Uninetzwerk[5]. Zur Literaturrecherche für diese Arbeit wurde überwiegend die VPN-Verbindung als auch das universitäre Netzwerk genutzt. Die verwendeten Datenbanken waren hauptsächlich ScienceDirect[6], Organic eprints[7] und Wiley Online Library[8]. Daneben wurde auf die Internetseiten des Wissenschaftszentrums Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München[9], der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft[10], der Deutschen Nationalbibliothek[11], von Google Scholar[12] und auf den lokalen Bestand des Bibliothekssystems der JLU[13] zugegriffen. Die Literaturrecherche erfolgte größtenteils im Zeitraum September bis Oktober 2013 und vereinzelt im ersten Halbjahr 2014, in dem auch die weitere Aufbereitung der gesammelten Bibliografie-Daten erfolgte.

---

[4] http://rzblx10.uni-regensburg.de/dbinfo/dbliste.php?bib_id=ubgie&colors=31&ocolors=40&lett=f&gebiete=48 (Stand 12.06. 2014).
[5] http://www.uni-giessen.de/ub/literatursuche/nutzung/campusnetz/any-connect-client (Stand 12.06.2014).
[6] http://www.sciencedirect.com/ (Stand 12.06.2014)
[7] http://orgprints.org/ (Stand 12.06.2014).
[8] http://onlinelibrary.wiley.com/ (Stand 12.06.2014).
[9] http://gruenland.wzw.tum.de/index.php?id=16 (Stand 12.06.2014).
[10] http://www.lfl.bayern.de/publikationen/index.php, http://www.stmelf.bayern.de/service/publikationen/ (Stand 12.06.2014).
[11] http://www.dnb.de/DE/Home/home_node.html (Stand 12.06.2014).
[12] http://scholar.google.de/ (Stand 12.06.2014).
[13] Bibliotheksystemkatalog der JLU (OPAC): https://opac.uni-giessen.de/DB=1/ (Stand 12.06.2014).

2.1.3 Systematik der Literatursuche

Ausgehend von drei Einstiegsquellen (AUERSWALD und KAINZ 2003, KAINZ 2007, SCHWERTMANN et al. 1990) wurde nach dem „Schneeballsystem“[14] nach weiteren Quellen über Literaturverzeichnisse, häufig zitierten Autoren, Themenfeldern und Schlagwörtern in den unter 2.1.2. genannten Datenbanken und den dort aufgeführten Internetseiten recherchiert. Die internationale Literatursuche verlief zunächst nach allgemeinen Schlüsselwörtern wie z. B. „Soil Erosion“, „Soil Erosion“ UND „Organic Agriculture“, „Soil Erosion Modelling“, „ABAG“, „Soil Erosion Protection“, „Soil Erosion Protection“ UND „Organic Agriculture“, danach gezielt nach weiteren Veröffentlichungen bestimmter Autoren (AUERSWALD, PRASUHN, SCHEFFER, SIEBRECHT etc.) und Publikationen. Relevante Suchkriterien waren Themenfeldern wie Bodenerosion im ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau und bestimmte Erosionsmodelle. Bei dieser Vorgehensweise konnten u. a. viele Studien zu Bodenerosionsversuchen mit unterschiedlichen, häufig verwendeten Erosionsmodellen gefunden und gegenübergestellt werden. Der Fokus der Recherche lag schwerpunktmäßig auf deutschen Studien zur regionalen Bedeutung der Erosionsproblematik und deren Gegenmaßnahmen in Form von Erosionsschutzstrategien. Zugleich wurde ein Überblick über die weltweiten Erosionsdimensionen gewonnen. Insgesamt konnten so annähernd 260 bibliografische Dateien zur sorgfältigeren Einsicht in das Programm Citavi für die engere Auswertung aufgenommen werden. Des Weiteren wurden den Publikationen entnommene Zitate und Zusammenfassungen in Citavi eingestellt. Am Ende umfasste das Literaturverzeichnis ca. 200 in dieser Thesis zitierte Quellen.

2.2 Darstellung von Erosionsereignissen und erosionsgefährdeten Flächen auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof

Im Anschluss an den allgemeinen Wissensstand wird als anschauliches Beispiel die Erosionsproblematik auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb der JLU Gladbacherhof dargelegt. Dazu werden zunächst aus den Dokumenten (handschriftliche Notizen, Wetterstationsdaten und fotografische Aufzeichnungen) des Betriebs gravierende Erosi-

[14] „Das Schneeballsystem bezeichnet ein Suchverfahren, mit welchem Literaturverzeichnisse oder Quellenangaben / Fußnoten nach geeigneter Literatur durchsucht werden. Man beginnt mit einer konkreten Quelle, die für das eigene Thema relevant ist, und stößt so auf interessante Literaturhinweise, welche für die eigene wissenschaftliche Arbeit von Interesse sind. Das Schneeballsystem ist einfach, liefert schnell eine Vielzahl von relevanter Literatur und lässt sich bei weiteren Quellen beliebig oft wiederholen.“ (http://studi-lektor.de/tipps/literaturrecherche/schneeballsystem-literaturrecherche.html, Stand 12.06.2014).

onsereignisse in der Vergangenheit von 1992 bis heute mit den Niederschlagsmengen und den hierdurch entstandenen Schäden zusammengetragen. Von den Erosionsschäden des Jahres 1992 liegen Dias vor, die mit Hilfe eines Scanners (EPSON PERFECTION 3490 PHOTO) zur Verwendung im Rahmen dieser Thesis digitalisiert wurden. In den späteren Jahren sind aufgetretene Schäden mit einer Digitalkamera fotografiert worden. Einige Bilder wurden ausgewählt und sind mit Datum und Lokalität beschriftet im Kapitel 4.1 zu finden. Danach werden in einer mit Hilfe der Ackerschlagkartei des Betriebes erstellten Karte die einzelnen Ackerschläge des Gladbacherhofs im Anbaujahr 2012 veranschaulicht und darauf besonders erosionsgefährdete Flächen gekennzeichnet.

2.3 Durchführung der feldexperimentellen Arbeit

In einem praktischen Teil wird ein Versuchsaufbau mit Maisparzellen auf dem Gladbacherhof dazu genutzt, um anhand verschiedener Prüfparameter herauszufinden, welche Untersaat am besten geeignet ist, den in der Jugendentwicklung des Silomaises relativ unbedeckten Boden vor Erosion zu schützen, ohne dabei das Maiswachstum negativ zu beeinflussen und damit die Erträge zu verringern.

2.3.1 Standort- und Betriebsbeschreibung des Gladbacherhofes

Der nach den Bioland-Richtlinien organisch-biologisch wirtschaftende Lehr- und Versuchsbetrieb für Ökologischen Landbau der Gießener Justus-Liebig-Universität Gladbacherhof befindet sich im Kreis Limburg-Weilburg in Hessen ca. 17 km östlich von Limburg an der Lahn (50° 24´ N, 8° 15´ E). Der Hof liegt an den nordwestlichen Ausläufern des Taunus bei Villmar-Aumenau auf einer Höhe zwischen 130 und 230 m ü. NN. Die Niederschlagsmenge betrug im 30-jährigen Mittel 649 mm und die Lufttemperatur 9,5 °C (s. Abb. A-1 und Abb. A-2 im Anhang). Diese Durchschnittswerte lieferte die Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes in Limburg-Offheim. Nach den Wetterdaten der Klimastation am Gladbacherhof traten über dem Durchschnitt liegende Niederschläge in den Jahren 1993, 2001, 2007 (Mai-September), 2008 (Juli-Oktober) und 2009 (Februar-Juli) und Trockenperioden mit teilweise starker Frühjahrstrockenheit in den Jahren 1996, ´97, ´98, 2005 und 2006 auf. Die kühleren Perioden waren in 1993, 1996, 2000, 2004 (Mai-Juli) und 2007 (Juli-Dezember) und die wärmeren in 1994, 2003 und 2006 bis 2008 (SCHULZ 2012, SOMMER 2010).
In 2012, einem wärmeren Jahr, und in 2013, einem kühleren Jahr, lagen die Niederschlagssummen über dem langjährigen Durchschnitt (vgl. Abb. A-1 und Abb. A-2).

Extremereignisse mit sehr hohen Niederschlagsmengen in kürzester Zeit traten 1992, 2008 und 2002 auf (vgl. Kapitel 4.1).

Die vorherrschenden Bodenarten auf den Betriebsflächen sind lehmiger Schluff (lU) und sandiger bis toniger Lehm (sL, tL). Die beiden Bodentypen Parabraunerde und Pararendzina dominieren auf den Flächen mit einer durchschnittlichen Ackerzahl von 63, die von 40 bis 80 Bodenpunkten reicht. Kennzeichnend für das zum Rheinischen Schiefergebirge gehörige Gebiet zwischen Taunus und Lahntal (nordöstlicher Hinter-Taunus) ist der oberflächennahe Tonschiefer und Schalstein, sowie Riffkalkstein der Randlagen. Die alte, paläozoische Rumpflandschaft mit ihren Ausgangssubstraten hat sich durch die klimatischen Einflüsse über die Zeit gewandelt. Bodenabtragungen und -ablagerungen ließen ein facettenreiches Landschaftsbild mit ganz unterschiedlichen Hangformen und Bodenzuständen entstehen. Dank der stellenweise beachtlichen Lössschicht, die der Bodenneubildung und Erosion von Ost nach West mehr oder weniger stark unterworfen ist, kann die Bodenbearbeitung trotz kleinräumlicher Flächenheterogenität weithin ungehindert erfolgen (SCHULZ 2012, SOMMER 2010).

Der in 1984 als erster Landesbetrieb auf die organisch-biologische Wirtschaftsweise umgestellte Gladbacherhof ist seit 1988 ein Bioland-Betrieb und dient seit 1989/1990 als Lehr- und Versuchsbetrieb der Professur für Organischen Landbau an der Justus-Liebig-Universität Gießen. Dem Betrieb steht eine Gesamtfläche von 164 ha zur Verfügung, die sich zum einen in Acker-, Grünland- und Forstflächen (101, 58, 5 ha) und zum anderen in betriebseigene (89,80 ha) und Pachtflächen (74,20 ha) unterteilt (s. Tab. 2-1). Die Zupachtung der Flächen des ca. 5 km entfernten Betriebes Berger in Elkerhausen erfolgte 1996. Alle Betriebsflächen sind voll arrondiert. Das Nutzflächenverhältnis ist rund 41% Ackerland zu 59% Grünland und das Ackerflächenverhältnis liegt bei etwa 47% Getreide, 38% Leguminosen (inklusive Rotationsbrache) und 15% Hackfrüchte (SCHULZ 2012, SOMMER 2010).

Mit einem Viehbesatz um die 1,0 GV/ha Landfläche beherbergt der Gladbacherhof sowohl 90 schwarzbunte Milchkühe mit dem Zuchtziel Lebensleistung und einer Milchleistung von etwa 7710 kg Milch, als ferner 100 Hühner zur Direktvermarktung.

Die acht-feldrige und drei-gliedrige Fruchtfolge des Gladbacherhofes, die in Tabelle Tab. 2-2 veranschaulicht ist, besteht seit Herbst 1993 aus den folgenden Fruchtfolgefeldern: Überjähriges Ackerfutter aus Luzerne-Kleegras-Gemenge (LKG) als erste tragende Fruchtfolgekomponente zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, Winterweizen (WW) als abtragende Halmfrucht zur Vermehrung, die Hackfrüchte Kartoffeln und Mais als nächste tragende Blattfrüchte, Roggen als Wintergetreide ebenfalls zur Vermehrung, die Körnerleguminosen Ackerbohnen und Erbsen als proteinreiche Futterkomponenten und letzte tragende Blattfrüchte zur Luftstickstoff-Fixierung und Hu-

musmehrung, gefolgt von den beiden Halmfrüchten Dinkel als Wintergetreide und Hafer oder Weizen als Sommergetreide jeweils zur Vermehrung. Nach dem Wintergetreide und den Körnerleguminosen werden noch Zwischenfrüchte angebaut. Auf die letzte abtragende Halmfrucht Sommerweizen (SW) folgt Luzerne- oder Rotkleegras als Untersaat[15].

Tab. 2-1: Betriebsfläche des Gladbacherhofes[16]

	Gladbacherhof	Pachtung	Gesamt
Ackerland	59,40 ha	41,60 ha	101,00 ha
Grünland davon Wiesen im Naturschutzgebiet	25,40 ha	32,60 ha 13,80 ha	58,00 ha
Forstflächen und sonstige Flächen	5,00 ha		5,00 ha
Gesamtfläche	89,80 ha	74,20 ha	164,0 ha

Außerdem Kooperation mit Biobetrieb über 14 ha Futterbau.

Tab. 2-2: Fruchtfolge des Gladbacherhofes

FF-Feld	Kulturart	Kultur
1	Ackerfutter (Futterleguminose)	Luzernegras
2	Ackerfutter (Futterleguminose)	Luzernegras
3	Wintergetreide (Vermehrung)	Winterweizen (*Triticum aestivum*) + ZF
4	Hackfrucht	Mais (*Zea mays*), Kartoffeln (*Solanum tuberosum*)
5	Wintergetreide (Vermehrung)	Roggen (*Secale cereale*) + ZF
6	Körnerleguminose	Ackerbohnen (*Vicia faba*), Erbsen (*Pisum sativum*) + ZF
7	Wintergetreide (Vermehrung)	Dinkel (*Triticum aestivum* subsp. *spelta*) + ZF
8	Sommergetreide (Vermehrung)	Hafer (*Avena sativa*), Weizen (*Triticum aestivum*) + US

FF: Fruchtfolge
US: Untersaat aus Luzerne- (*Medicago sativa*) oder Rotkleegras (*Trifolium pratense*)
ZF: Zwischenfrucht

[15] Vgl. https://www.uni-giessen.de/cms/fbz/tbe/llvb/gh/betrieb/index_html (Stand 05.06.2014).
[16] Quelle: https://www.uni-giessen.de/cms/fbz/tbe/llvb/gh/betrieb/index_html (Stand 05.06.2014).

2.3.2 Versuchsaufbau und -durchführung

Mit Hilfe des unter der Bezeichnung „Erosionsschützender Anbau von Silomais“ auf dem Gladbacherhof angelegten Versuchs, wird in dieser Arbeit der Fragen nachgegangen, mit welchen anbautechnischen Managementmaßnahmen sich die Erosion beim Anbau von Silomais am besten eingrenzen lässt. Hierzu werden fünf verschiedene Varianten eines erosionsmindernden Maisanbaus mit der konventionellen, ortsüblichen Anbauweise nach Herbstfurche als Kontrolle verglichen.

Der Versuch wird auf einer hängigen Fläche des Gladbacherhofs am „Bremsberg 3“ durchgeführt. Die vorliegende Bodenart ist ein stark lehmiger Schluff (Ul4) mit einem Schluffanteil von knapp 70%. Der hohe Grobschluffanteil mit Korngrößen zwischen 0,02 und 0,063 mm begünstigt Erosion, weil jedes Schluffteilchen von einer Hydrathülle umgeben ist und dadurch das Niederschlagswasser schneller oberflächlich abläuft. Das Bodenprofil mit der Horizontabfolge Ap, Bt_1, Bt_2 und lCn ist tiefgründig und reicht bis in drei Meter Tiefe (Feldtag auf dem Gladbacherhof, 18.06.2014, mündlich). Der Versuchsbeginn lag im Jahr 2012 bzw. 2013 mit dem Anbau der Vorfrüchte. Die Hauptversuchsjahre sind 2013 und 2014. Abgeschlossen wird der Versuch mit den Nachbaujahren 2014/2015.

Es handelt sich bei dem Versuch um eine einfaktorielle Blockanlage mit dem Prüffaktor A Vorfrucht bzw. Untersaat in sechs verschiedenen Varianten (a_1 – a_6):

a_1 Ortsüblicher Anbau von Silomais nach Herbstfurche (Kontrolle)

a_2 Frässaat von Silomais nach Winterweizenuntersaat (Herbstfurche, Aussaat Winterweizen im zeitigen Frühjahr, kein Wechselweizen; Striegeln ganzflächig vor und nach Silomaisaussaat)

a_3 Frässaat von Silomais in abgefrorenes Sommerzwischenfruchtgemenge (keine Herbstfurche), intensive mechanische Pflege

a_4 Frässaat von Silomais wie a_3, jedoch reduzierte mechanische Pflege

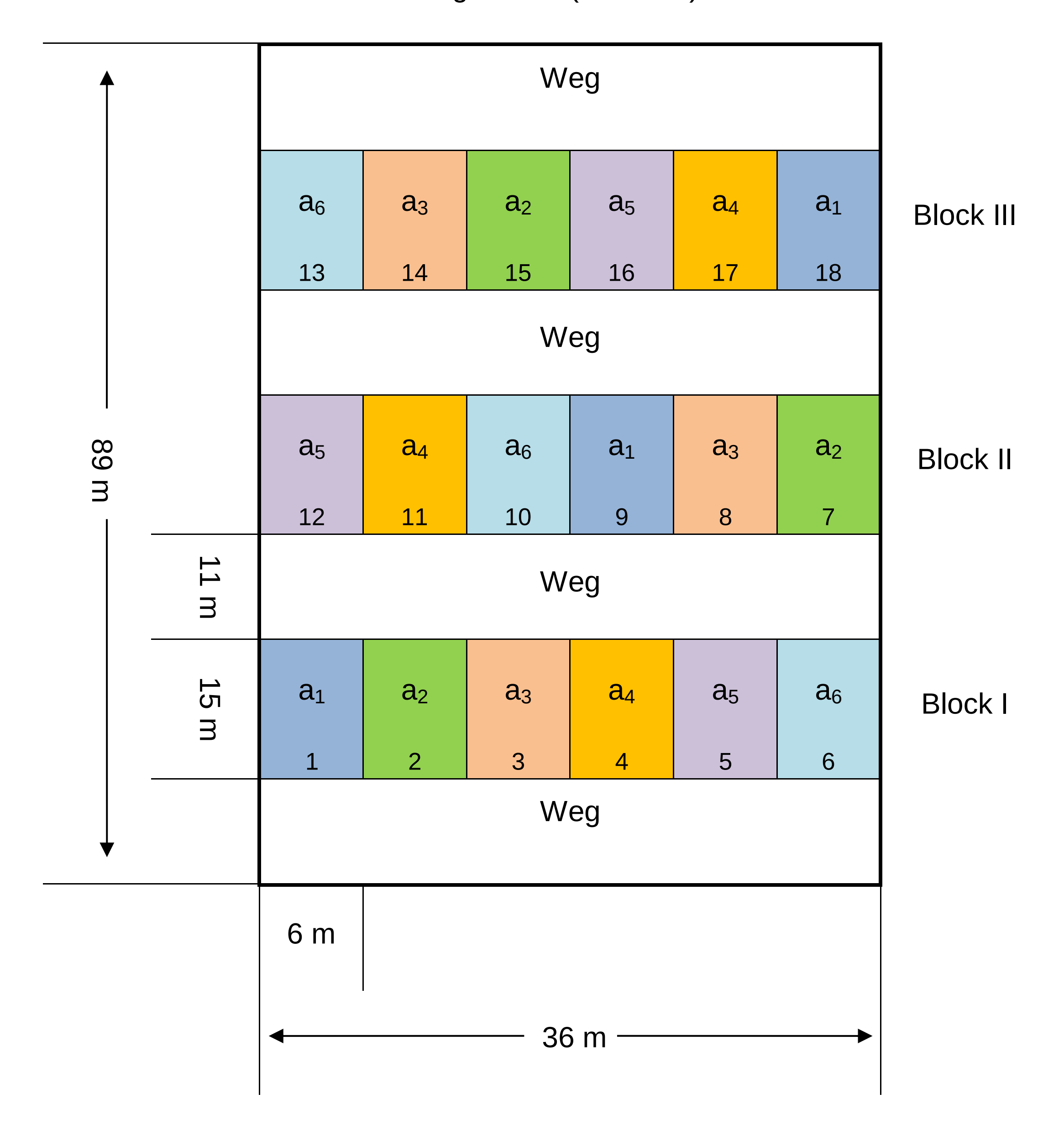
a_5 Frässaat von Silomais in nicht abfrierende Zwischenfrucht (ohne Herbstfurche), als Winterzwischenfrucht Inkarnatklee zur Futternutzung

a_6 Frässsaat von Silomais wie a_5, jedoch in Weißklee, Aufwuchs als Mulchauflage

Die Fruchtfolge der Versuchsfläche entspricht derjenigen des Betriebes (s. Tab. 2-2). Die Vorfrucht in 2012 war Winterroggen (WR). Davor wurden Kartoffeln (2011), WW (2010), LKG (2009, 2008), SW (2007) und Dinkel (2006) angebaut. Die auf den Prüfparzellen durchgeführten agronomischen Maßnahmen sind der Tab. T-1 im Anhang zu entnehmen. Das Sommerzwischenfruchtgemenge in Variante a_3 setzt sich jeweils

zur Hälfte aus Sommerwicke (*Vicia sativa*) und Ölrettich (*Raphanus sativus*) zusammen. Der Silomais (*Zea mays* cv. Ronaldo) wird in einer einheitlichen Saatstärke von 100.000 Körnern pro Hektar bzw. 10 Körnern pro Quadratmeter ortsüblich mit einem Reihenabstand von 75 cm gesät.

Die sechs Varianten sind randomisiert und in drei Wiederholungen angelegt, sodass insgesamt 18 Parzellen vorliegen. Die Parzellen sind jeweils 15 m lang und 6 m breit. Eine einzelne Parzellenfläche beträgt 90 m^2 (Abb. 2-1).



a_1 = Kontrolle (Herbstfurche)

a_2 = Winterweizenuntersaat

a_3 = Sommerzwischenfrüchte (intensiv)

a_4 = Sommerzwischenfrüchte (reduziert)

a_5 = Winterzwischenfrucht (Inkarnatklee)

a_6 = Winterzwischenfrucht (Weißklee)

Abb. 2-1: Parzellenplan

2.3.3 Erhebung der Prüfmerkmale

Die Maisernte mit der Datenerhebung erfolgte am 30.09.2013. Pro Parzelle wurde eine Fläche von 7,5 m^2 geerntet. Dazu wurden aus der Parzellenmitte auf je zwei 0,75 m breiten Reihen von 5 m Länge Maispflanzen mit einer Sichel abgeerntet. Die Pflanzen auf den insgesamt 10 Meter langen Erntereihen pro Parzelle sollten dabei möglichst keine Schäden insbesondere durch Krähenfraß aufweisen. Zunächst wurde die Frischmasse (FM) der abgeschnittenen Pflanzen aus jeder Parzelle vor Ort mit einer Waage bestimmt (Abb. 2-2) und im Anschluss auf dem Hof die Kolben abgetrennt, um deren Frischmasse gesondert zu ermitteln (Abb. 2-3). Für jede Parzelle wurde von jeweils zehn Maispflanzen deren Länge mit einem Maßband gemessen (Abb. 2-4), sodass später je Parzelle ein Mittelwert für die Sprosslänge gebildet werden konnte. Die Maisstängel und Kolben wurden daraufhin separat gehäckselt und das Häckselgut in kleine Aluminiumschalen gefüllt (Abb. 2-5), bei 60 °C bis zur Gewichtskonstante getrocknet und die Trockensubstanz bestimmt.



Abb. 2-2: Wiegen der Maispflanzen



Abb. 2-3: Bestimmung der Kolbenfrischmasse



Abb. 2-4: Ermittlung der Pflanzenlänge



Abb. 2-5: Füllen des Häckselgutes in Aluschalen

Abb. 2-2 bis 2-5: Erfassung der Versuchsparameter Pflanzenanzahl und Pflanzenfrischmasse (2-2), Frischmasse Kolben (2-3), Pflanzenlänge (2-4), Trockenmasse Stängel und Kolben (2-5).

Unabhängig von den Ertragsparametern Pflanzenanzahl, -länge und TM-Erträge sind im Frühjahr am 28.03.2013 auf der Versuchsfläche Bodenproben aus allen Bodenschichten von 0 – 90 cm Tiefe genommen worden. Im Labor wurden der Ammonium- und Nitrat-Stickstoff (mg/L) in jeweils rund 50 g Boden unter Zugabe von 200 mL Calciumchlorid ($CaCl_2$) bestimmt, in kg NH_4-N und kg NO_3-N pro ha umgerechnet und zu kg N_{min}/ha addiert. Als Bodenparameter sind die N_{min}-Werte (kg/ha) in den einzelnen Tiefenstufen 0 – 30 cm, 30 – 60 cm und 60 – 90 cm als auch innerhalb der gesamten Bodentiefe von 0 – 90 cm genauso wie die Ertragsparameter im Ergebniskapitel 5 für alle sechs Prüfvarianten des Silomais-Feldversuches tabellarisch zusammengefasst.

2.3.4 Statistische Auswertung

Für die statistische Auswertung der im Herbst 2013 während der Maisernte erhobenen Daten wurden zunächst in Microsoft Excel 2010 alle Werte tabellarisch erfasst. Die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) erfolgte mit der Statistik-Software „SAS“. Das SAS/STAT-Softwarepaket bietet umfangreiche, statistische Werkzeuge für eine Vielzahl von statistischen Analysen, einschließlich Varianzanalysen und vielem mehr. Neben der in dieser Arbeit durchgeführten ANOVA lassen sich beispielsweise auch nicht-lineare gemischte Modelle, verallgemeinerte lineare Modelle, sowie Korrespondenzanalysen und robuste Regressionen erstellen. Die SAS-Software wird dauernd weiterentwickelt und mit neuen Modellfeatures ausgerüstet (SAS Institute Inc. 2011). Die Überprüfung auf Normalverteilung der Residuen wurde mittels Shapiro-Wilk-Test durch die SAS-Funktion UNVARIATE option NORMAL vorgenommen. Die Gleichheit der Varianzen (Homoskedastizität) wurde mit dem Levene-Test festgestellt. Für den Fall, dass keine Normalverteilung oder Varianzhomogenität vorlag, wurden die Daten entsprechend konvertiert. Die Irrtumswahrscheinlichkeiten sind berechnet worden für:

$\alpha = 0,05$	signifikant	*
$\alpha = 0,01$	hoch signifikant	**
$\alpha = 0,001$	höchst signifikant	***

Bei der Analyse der Bodenproben zeigten sich drei Ausreißer beim NH_4-Stickstoff auf den Parzellen 8, 9 und 13. Darum mussten vor der Durchführung der Varianzanalyse die drei Extremwerte durch den Mittelwert der restlichen 15 Parzellen ersetzt werden. Die Ergebnisse aus der ANOVA, die aufgrund der gegebenen Normalverteilung und Homogenität durchführbar ist, sollten trotz ihrer Aussagefähigkeit ein wenig vorsichtig interpretiert werden. Zum einen wegen der Ausreißer und zum anderen wegen den relativ großen Werten für die „kleinste signifikante Differenz“. Diese beruhen darauf, dass es trotz inhomogener Bodenverhältnisse nur drei statt vier Wiederholungen gibt.

3 Stand des Wissens

3.1 Bodenerosion als Problematik in der heutigen Landwirtschaft

In diesem ersten großen Block wird der aktuelle Wissensstand zum Thema Erosion aufgezeigt. Die Konzentrierung liegt hierbei auf der Wassererosion, da die flächenhafte Erosion durch Wasser den bedeutendsten und am besten untersuchten Prozess der Bodenerosion ausmacht (AUERSWALD 1991). Andere Erosionsformen wie Wind- und Bearbeitungs- oder Ernte-Erosion werden in der vorliegenden Arbeit nicht tiefergehend behandelt. Das Ziel ist es, zunächst den allgemeinen Wissensstand zum Verständnis der Erosionsprozesse, die negativen Folgen von Bodenerosion und Schutzmaßnahmen sowie Möglichkeiten und Grenzen der gebräuchlichsten Erosionsprognosemodelle einschließlich von neueren Entwicklungen der Erosionsmodellierung vorzustellen. Im Anschluss wird auf die Problematiken des Silomaisanbaus im Zusammenhang mit dessen Erosionsgefährdungspotenzial und auf Besonderheiten der ökologischen Landbewirtschaftung im Vergleich zum konventionellen Landbau, insbesondere hinsichtlich ihrer Effekte auf Bodenerosion eingegangen. Abschließend wird der Wissenstand dahingehend geprüft, in welchem Verhältnis das Ausmaß der Bodenerosion durch Wasser im ökologischen zum konventionellen Landbau steht, inwiefern Unterschiede im Anbauverfahren bei der Erosionsprognose bisher berücksichtigt werden und welche Anpassungen noch erforderlich sind.

3.1.1 Bodenerosionsprozesse, Einflussfaktoren und mögliche Schäden

AUERSWALD und KAINZ (2003) bringen die Bedeutung der Bodenerosion in der Landwirtschaft mit folgender Aussage auf den Punkt: „Bodenerosion ist weltweit, aber auch in Mitteleuropa wohl die wichtigste, weil dauerhafteste und mit den weitreichendsten Nebenwirkungen versehene Umweltschädigung, die vom Ackerbau ausgeht“. Die Bodenerosion ist die Ablösung und der Transport von Bodenteilchen (Primärteilchen oder Aggregate) entlang der Bodenoberfläche über die beiden Transportmedien Wasser und Wind (SCHEFFER et al. 2010). Bodenerosion durch Wasser ist die durch Regen und/oder Abfluss induzierte Abtrennung und Verlagerung von Bodenteilchen (AUERSWALD 1998a). Sie lässt sich in mehrere Ausprägungsformen unterteilen: Flächen- oder Schichterosion und die linearen Formen Rillen-, Rinnen-, Graben- bzw. Gullyerosion und Tunnelerosion. Flächen- und Rillenerosion sind normalerweise die bedeutendsten, da flächenhaft gesehen die am häufigsten auftretenden Erosionsformen (AUERSWALD 1998a, GOBIN et al. 2004, Scheffer et al. 2010).

Der Prozess der Wassererosion ist sehr komplex und dessen Ausprägung kann sehr unterschiedlich sein. Dies liegt an der Vielzahl von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren, die den Erosionsvorgang beeinflussen. Sowohl die gegebenen Standortfaktoren als auch die veränderbare Bewirtschaftungsweise spielen bei jedem Erosionsereignis eine unterschiedlich ausgeprägte Rolle und bestimmen in einem komplexen Wirkungsgefüge Muster, Verlauf und Ausmaß des Erosionsgeschehens.

Zu den längerfristig wirkenden, nicht oder nur bedingt beeinflussbaren Standortfaktoren gehören das Klima, die Geländegeometrie und Bodenbeschaffenheit sowie die langfristige Nutzungsweise (Forst-, Grünlandwirtschaft, Ackerbau). Die Bodenbedeckung, Wasseraufnahmefähigkeit, Bodenverdichtung, Aggregatstabilität, der Scherwiderstand und die Bodenfeuchtigkeit zählen zu den kurzfristiger wirkenden, mehr oder weniger beeinflussbaren Nutzungsfaktoren (BMVEL 2002).

Niederschläge sind der Auslöser der Wassererosion. Die Regentropfen lösen zunächst durch ihre kinetische Energie Partikel von der ungeschützten Bodenoberfläche und zerkleinern die Aggregate, die durch Luftsprengung und Quellung weiter zerstört werden. Die Tropfen schleudern beim Aufschlagen auf den sich an der Bodenoberfläche gebildeten Wasserfilm die zerschlagenen Aggregate und deren Bruchstücke zusammen mit dem Spritzwasser in die Luft und stoßen dadurch weitere Bodenteilchen an (sog. Splash oder Plansch). Die Bodenoberfläche verliert anschließend an Schwerwiderstand und Infiltrationsfähigkeit mit der Folge, dass sie verschlämmt. Es kommt zum Oberflächenabfluss, der anfangs nur das Feinmaterial, bei steigenden Wassermassen dann aber selbst weiteres Material loslösen und mit zunehmender Fließgeschwindigkeit auch größere Bodenpartikel transportieren kann (AUERSWALD 1998a, SCHEFFER et al. 2010, SCHWERTMANN et al. 1990). Der Abgang von Bodenpartikeln wird damit sowohl durch die Kraft der aufprallenden Regentropfen als auch durch die des Oberflächenabflusses ausgelöst (SCHERER et al. 2012). Mit dem sog. Runoff (Regenwasser-Oberflächenabfluss) werden nicht nur die abgetragenen Sedimente, sondern auch gelöste und an Partikel gebundene Wirkstoffe aus Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Gräben, Bachläufe und Vorfluter geschwemmt (GEHRING 2014).

Ein verdichteter Boden mit geringer Wasserleit-, Infiltrations- und Luftaustauschfähigkeit begünstigt das Runoffereignis an der Bodenoberfläche (BRAND-SASSEN 2004). Neben der Niederschlagsmenge sind vor allem der Zeitpunkt und die Häufigkeit des Eintritts einzelner Starkniederschlagsereignisse in Abhängigkeit von Dauer und Intensität des erosiven Regens[17] für das Maß der Erosion ausschlaggebend. Nach BASIC et al. (2004) ist die maximale Tagesniederschlagsmenge oder genauer gesagt die Niederschlagsintensität derjenige Klimafaktor, der die Bodenerosionen am

[17] Niederschläge gelten als „erosiv“, wenn mindestens 10 mm Niederschlag fallen oder eine maximale 30-Minuten-Intenistät von über 10 mm/h vorliegt (PRASUHN 2010, SCHWERTMANN et al. 1990).

meisten steuert, weil erst durch die kinetische Regentropfenenergie der Bodenablösungs- und Transportprozess in Gang gesetzt wird. In Deutschland haben die Sommerniederschläge von Mai bis September das größte Erosionsauslösepotenzial (SCHWERTMANN et al. 1990).

In diesem Zeitraum entscheidet primär der Bodenbedeckungsgrad, z. B. in Form einer schützenden Vegetationsdecke oder einer abgestorbenen Mulchschicht, darüber, ob und inwieweit es zur Bodenerosion kommt. Neben Pflanzen, einschließlich Unkräuter und Ungräser, und Ernterückständen kann sich auch ein hoher Steinbesatz deutlich erosionsmindernd auswirken. Allgemein gilt, dass die Bedeckung umso wirkungsvoller ist, je niedriger sie sich über dem Boden befindet. Zum Beispiel liegt bei Mulch bereits ab 30% bis 50% Bedeckungsgrad eine ausreichende Schutzwirkung vor, wohingegen bei größeren Pflanzen wie Mais mit bis zu 2,50 m Höhe der Erosionsschutz deutlich schlechter ist (AUERSWALD 1998a).

Der Einfluss der Geländetopografie, konkret von Hangneigung, -länge und -form, auf die Bodenerosion ist groß. Die Menge und Transportkraft des Abflusses nehmen mit zunehmender Hangneigung und -länge zu. Je größer die Neigung ist, umso schneller und in größeren Mengen fließt das Wasser auf der Bodenoberfläche ab und umso stärker sind Abscher- und Transportkapazität des Oberflächenabflusses (AUERSWALD et al. 1988, SCHWERTMANN et al. 1990).

Daneben spielt die Bodenstruktur eine erhebliche Rolle. Böden mit einem hohen Feinsand- und Schluffanteil sind am erosionsanfälligsten. Ein Boden mit hohem Tonanteil hat demgegenüber aufgrund der höheren Bindekraft und somit Aggregatstabilität eine geringere Erosionsanfälligkeit (AUERSWALD 1998a, SCHERER et al. 2012). Die Wasseraufnahmefähigkeit und Aggregatstabilität werden hauptsächlich durch die Bodentextur und den Humusgehalt bestimmt. Eine raue Bodenoberfläche verzögert den Abfluss, wohingegen eine feinkrümelige Saatbettoberfläche am verlagerungsgefährdetsten ist. Ein hoher Humusgehalt trägt durch seine Förderung der Bodenlebewesen, v. a. der Regenwürmer, und der mikrobiellen Aktivität zu einer hohen Aggregatstabilität und einem hohem Infiltrationsvermögen bei (BMVEL 2002, SCHWERTMANN et al. 1990). Außerdem beeinflussen die organische Bodensubstanz und besonders Huminstoffe die Aggregatstabilität auch direkt, indem sie als Bindemittel zwischen den Mineralteilchen fungieren (SCHERER et al. 2012). Eine Verdichtung des Bodens besonders in den Fahrspuren durch intensivere Bodenbearbeitung und Befahren mit schweren Maschinen bei unzureichend abgetrocknetem Boden wirkt sich negativ auf die Regenverdaulichkeit und Gefügestabilität des Bodens aus, begünstigt die Verschlämmung und fördert den Bodenabtrag. Ein feuchter Boden mit wassergefüllten Poren und geringer Wasseraufnahmekapazität hat einen geringeren Scherwiderstand, ein instabiles Gefüge und somit eine größere Anfälligkeit gegenüber erosiven Niederschlägen (BMVEL 2002, SCHWERTMANN et al. 1990).

Die Verschlämmungsneigung von Böden ist ebenfalls ein maßgeblicher Faktor, den es zu berücksichtigen gilt. Bei einem dem Regen ungeschützt ausgesetzten und verschlämmungsanfälligen Ackerboden mit einer geringen Infiltrationskapazität kommt es gegenüber dem bedeckten Boden schneller und verstärkt zum Oberflächenabfluss. Lössböden mit ihrem hohen Anteil an Schluff sowie sandig-lehmige Böden sind gerade im Frühjahr nach der Aussaat von Reihenfrüchten wie Zuckerrüben, Mais, Kartoffeln und auch über Winter bei unbedecktem Boden oder noch wenig entwickelten Getreidebeständen höchst verschlämmungsanfällig. Sie sind daher mit einer hohen Gefährdung für Abflussbildung – v. a. in den Zwischenräumen der Pflanzenreihen – behaftet, weil sich bei Regen an der Bodenoberfläche schnell eine dünne Schicht mit merklich verminderter hydraulischer Leitfähigkeit bildet und die Infiltration des Regenwassers einschränkt (AUERSWALD & SCHRÖDER 2001, ROTH et al. 1995, SCHERER et al. 2012, SCHRÖDER & AUERSWALD 2000).
Maßgeblich für die anthropogen bedingte Zunahme der Erosionsgeschehen durch eine Steigerung der Bewirtschaftungsintensität sind laut FRIELINGHAUS et al. (1999a) (i) die Ausdehnung homogener Flächen bei gleichzeitigem Schwund uneinheitlicher Schläge mit Kleinstrukturen, (ii) die Ausweitung erosionsfördernder Feldfrüchte mit weitem Reihenabstand bei gleichzeitigem Verlust an über mehrere Jahre gut vor Erosion geschützten Ackerfutterflächen, (iii) ein Anstieg stark mechanisch beanspruchter Böden durch häufiges Befahren mit schweren Maschinen und Gerätschaften bei gleichzeitiger Abnahme der extensiven Grünlandbewirtschaftung, sowie (iv) eine Erhöhung der Pflugtiefe bei gleichzeitigen Einbußen an Bodenstabilität und -belastbarkeit.
Im Allgemeinen liegt eine erhöhte Erosionsgefahr durch Wasser dann vor, wenn innerhalb einer Stunde über 5 mm oder in kürzerer Zeit über 7,5 mm Regen fällt, der Boden v. a. sandige Lehme und lehmige Sande enthält, weniger als 50% bedeckt ist und die Hänge über 50 Meter lang und mehr als 4% geneigt sind (FRIELINGHAUS et al. 1999a).

Durch Wassererosion kann es zu teilweise gravierenden Schäden auf den vom Bodenverlagerungsgeschehen betroffenen Flächen durch Bodenabtrag oder -eintrag kommen (On-Site-Schäden). Aber auch noch über die erodierenden Flächen hinaus kann das abgetragene, hangabwärts transportierte und abgelagerte Bodenmaterial nicht unerhebliche Schäden auf angrenzenden Flächen oder an ganz anderer Stelle verursachen (Off-Site-Schäden).
On-Site-Schäden sind z. B. (i) eine Schädigung der Kulturpflanzen durch Verletzung, Entwurzelung, Freispülung von Keimlingen und Zudecken der Pflanzen im Akkumulationsbereich, (ii) eine Zunahme der Flächenheterogenität und Differenzierung der Böden am Hang durch die Bildung ausgeprägter Erosions- bzw. Akkumulationsstadien, die zu erheblichen Bewirtschaftungserschwernissen führen, da Bodenbearbei-

tung, Aussaat und Düngung differenziert erfolgen müssen, (iii) eine Verlagerung von Saatgut, Pestiziden und Düngemitteln mit dem Boden und dem Abfluss, (iv) eine ungleichmäßige Abreife der Kulturen, welche die Wahl des richtigen Erntezeitpunkts nicht mehr möglich macht, (v) ein Verlust der Tragfähigkeit des Bodens durch eine hohe Wasserzufuhr im Auflandungsbereich und eine geringe Sediment-Aggregation, (vi) ein Luftmangel durch Wasserüberschuss am Unterhang und gleichzeitig ein Wasserverlust durch den Oberflächenabfluss am Oberhang, der z. B. bei einer auf Wassermangel sehr empfindlich reagierenden Maispflanze zu Ertragseinbußen führt (AUERSWALD 1991, BMVEL 2002, MEIER 2010).

Off-Site-Schäden durch Wassererosion können (i) die Verschmutzung von Wegen (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1990) und Beschädigung von Straßen durch starken Oberflächenabfluss, (ii) eine Schädigung von Gewässern und Gewässerbiozönosen, v. a. durch den Nähr- und Schadstoffeintrag über die Erosionsfracht (AUERSWALD 1991, BMVEL 2002, MEIER 2010), sowie (iii) die Verstopfung von Vorflutern und eine Gefährdung von Kläranlagen durch Schwemmgut (RIEGER 2009) sein. Durch Bodenabtrag können erhebliche P- und N-Mengen in Oberflächengewässer gelangen und zu deren Eutrophierung führen. Ein Beispiel für Schadstoffeinträge über Oberflächenabfluss ins Grundwasser ist das Schwermetall Kupfer, insbesondere dann, wenn dieses langjährig als Fungizid in Dauerkulturen (Hopfenanbau etc.), eingesetzt wurde (AUERSWALD 1991).

Der Schaden betrifft also sowohl den Landwirt selbst durch den Verlust von wertvollem, humosem Oberboden, der zur Abnahme der Bodenfruchtbarkeit und somit der Ertragsfähigkeit auf den Anbauflächen führt, als auch die Umwelt, v. a. durch Verunreinigung von Gewässern mit Sedimenten und Nähr- oder Schadstoffeinträgen. Auf den erodierten Flächen kann es ferner zum Mangel an einzelnen Nährstoffen oder auch zur Anreicherung von Pestiziden an Akkumulationsstellen kommen, währenddessen an anderer Stelle Verschmutzung von Häusern, Beschädigung von Gebäuden, Verfüllung von Gräben und Gewässerverlandung auftreten. Die Konsequenzen für den Landwirt sind abgesehen von den geringeren Ernteeinnahmen ein Mehraufwand für die Behebung der Erosionsschäden und höhere Ausgaben für Düngemittel zum Ausgleich der verlorenen Bodenfruchtbarkeit (GISLER et al. 2011, HAAS 2010, PIORR & WERNER 1999, RICHTER 1998, RIPPEL 2010, SCHEFFER et al. 2010, SCHMIDT 2010, STRAUSS et al. 2010).

FRIELINGHAUS et al. (1999a) teilen die On-Site- und Off-Site-Erosionsschäden nach unmittelbar und nicht unmittelbar sichtbare Schäden ein. Eine eigene Darstellung fast nachstehend die On-Site- und Off-Site-Schäden zusammen (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: On- und Off-Site-Schäden durch wasserinduzierte Bodenerosion

Schäden durch Wassererosion

On-Site-Schäden	
Effekt	Folge
Verletzung, Entwurzelung, Zerstörung, Freispülung, Zudeckung	Ertragsverlust durch diretke Schädigung des Pflanzenbestandes
Verlust an Saatgut, Dünge-, Pflanzenschutzmitteln und Humus	Ertragsminderung, erhöhte Düngemittel- und Pestizidausgaben
Zunahme der Flächenheterogenität und Bodendifferenzierung	Bewirtschaftungs-, Ernteerschwernis (heterogener Kulturbestand)
Reduktion der natürlichen Funktionsfähigkeit und Fruchtbarkeit der Böden (Durchwurzelungs-, Speicher-, Filter-, Pufferfunktion)	Minderung der Erträge, Ertragsfähigkeit und Stabilität der Böden (erhöhte Verdichtungsgefahr, Nährstoff- und Sauerstoffmangel)

Off-Site-Schäden	
Effekt	Folge
Akkumulation von Nährstoffen und Schadstoffen in hohen Konzentrationen im Sedimentationsbereich	Gewässereutrophierung, Belastung von Ökosystemen und Schädigung der Kulturbestände auf Akkumulationsflächen
Verschmutzung sowie Beschädigung von Gebäuden, Straßen, Wegen, Gräben, Vorflutern und Kläranlagen	Schädigung der Infrastruktur und des Tourismus durch die Wertminderung der Kulturlandschaft

Neben der Wassererosion sind die Wind- und Bearbeitungserosion weitere wichtige Arten der Bodenerosion.

Unter Winderosion oder auch Bodenverwehung, die nach der Wassererosion die zweite grundlegende Bodenerosionsform ist, versteht man die beschleunigte Umlagerung von Bodenbestandteilen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen durch die Kraft des Windes (HASSENPFLUG 1998). Durch die Windgeschwindigkeit freigesetzte Druck- und Hubkräfte wirbeln Bodenteilchen auf, die auf weitere Partikel treffen, sodass auch diese vom Wind mitgetragen werden (BRAND-SASSEN 2004). Je nach Korngröße lässt sich der Transportvorgang in Bodenkriechen, Saltation und Suspensionstransport und der Verwehungsvorgang nach dem zeitlichen Verlauf in Deflation, Transport und Akkumulation klassifizieren (HASSENPFLUG 1998). Winderosionen treten bei hohen Windgeschwindigkeiten, empfindlichen Bodenoberflächen mit lockeren Partikeln, die angehoben werden können, und unzureichendem Oberflächenschutz durch Pflanzen oder Pflanzenrückstände auf (Martín-Fernández & Martínez-Núñez 2011). Eine wirksame Schutzmaßnahme vor Bodenverwehungen ist die Pflanzung von Windschutzhecken im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren. Ansonsten beugen – wie bei der Wassererosion – eine angemessene Fruchtfolge mit reichlich Bodenbedeckung (z. B. Mulch) und ein rauer Boden mit hohem Humusgehalt einem Bodenabtrag vor (HASSENPFLUG 1998).

Die Erosion durch Bearbeitung des Bodens, auch „Tillage Erosion“ genannt, tritt bei der Umlagerung von Bodenmaterial durch den Menschen im Zusammenhang mit der Bodenbearbeitung auf (SCHEFFER et al. 2010). Die Bodenbearbeitungserosion ist

eine Sonderform der gravitativen Bodenverlagerung, bei der angehobener Boden im Mittel weiter hangabwärts als hangaufwärts fällt. Wird die Scholle beim Pflügen quer zum Hang nach unten gewendet, bewegt sich der Boden hangabwärts. In diesem Fall kann eine Querbearbeitung zur Vermeidung von Wassererosion die Bodenverlagerung begünstigen anstatt sie zu vermindern (AUERSWALD 1998b).
Bei einem Bodenverlust während der Ernte von Kulturen spricht man von der sog. „Harvest Erosion“, die insbesondere bei der Kartoffel- und Zuckerrübenernte auf noch feuchten Böden von grobschollig-lehmiger Konsistenz verstärkt vorkommt. Der noch an Knollen bzw. Rüben und Erntemaschinen haftende Boden wird dann mit dem Erntegut in größeren Mengen vom Feld getragen (AUERSWALD et al. 2006, RUYSSCHAERT et al. 2007).

3.1.2 Vorstellung von Modellen zur Abschätzung der Bodenerosion

Zur Abschätzung der Bodenerosion gibt es eine Vielzahl an unterschiedlichen, sowohl global als auch regional eingesetzten Prognosemodellen. Ihre Anzahl ist in den letzten Jahrzehnten so sehr gestiegen, dass eine Auflistung und Beschreibung aller Modelle den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde. Deswegen wird im vorliegenden Abschnitt nur das gebräuchlichste und am besten geprüfte Modell ausführlicher vorgestellt. Die Modelle zur Abschätzung von wasserinduzierter Bodenerosion werden in zwei Hauptgruppen gegliedert: Zum einen empirische, mathematisch-statistische und zum anderen prozessorientierte, physikalisch-begründete Modelle[18].
Die USLE bzw. ABAG, die hier näher vorgestellt werden soll, sowie deren Derivate wie die RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) bzw. dABAG (differenzierende Allgemeine Bodenabtragsgleichung) gehören zu den empirischen Modellen. Die von Wischmeier und Smith aufgestellte Universal Soil Loss Equation (USLE) war eines der ersten empirischen Simulationsmodelle (PARK et al. 2011, SCHMIDT 1998). Diese Gleichung gibt den mittleren jährlichen Bodenabtrag auf Basis umfangreich erfasster Erosionsdaten als Funktion verschiedener empirisch erhobener Faktoren, mit denen Klima-, Boden- und Bewirtschaftungseinflüsse auf die Erosion abgebildet werden, an (SCHMIDT 1998).

[18] MERRIT et al. (2003) unterscheiden in einer Meta-Analyse mit 17 unterschiedlichen Erosions- und Sedimenttransportmodellen neben empirischen und physikalischen noch konzeptionelle Modelle, die als Zwischenformen von empirischen zu physikalischen Modellen anzusehen sind. Eine scharfe Grenze zwischen diesen Kategorien liegt jedoch nicht vor, sondern jedes Modell enthält vielmehr mehrere Fragmente aus den unterschiedlichen Modellkategorien (MERRIT et al. 2003, SCHINDEWOLF 2012). In einer Studie von De VENTE & POESEN (2005) werden ebenfalls jeweils drei empirische, konzeptionelle und physikalisch-basierte Erosions- und Sedimenttransportmodelle beschrieben und verglichen. Auch SIEBRECHT (2010) liefert in seiner Dissertation einen Überblick über 14 wesentliche empirische und physikalisch-begründete Erosionsabschätzungsmodelle sowie eine Gegenüberstellung der beiden Modellkategorien hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile.

Die von Wischmeier und Smith zwischen 1930 und 1952 in den USA entwickelte Universal Soil Loss Equation (USLE) und von SCHWERTMANN et al. (1990) an die deutschen Verhältnisse angepasste „Allgemeine Bodenabtragsgleichung" (ABAG) ist bis in die heutige Zeit das weltweit am häufigsten verwendete Modell zur Abschätzung der Bodenerosion durch Wasser (GOVERS 1991, KINNELL 2010, KUHWALD & HARTMANN 2011, SCHMIDT 1998, STRAUSS et al. 1995, WARREN et al. 2005, XU et al. 2013). Der Grund dafür ist die einfach gehaltene Struktur des Modells, das mit relativ geringem Aufwand bei einer recht überschaubaren Anzahl an leicht zu erhebenden Messgrößen eine Abschätzung der Erosionsgefährdung auf einer Ackerfläche ermöglicht (AUERSWALD 1992a, AUERSWALD und SCHWERTMANN 1988). Die USLE bzw. ABAG beinhaltet sechs Parameter, welche die nachfolgend aufgeführten wichtigsten erosionsbestimmenden Standortfaktoren berücksichtigen:
Die Charakteristik des Regengeschehens, die Eigenschaften des Bodens, die Länge und Neigung des Hanges, die Bedeckung und Bearbeitung des Bodens, sowie die Art der Erosionsschutzmaßnahmen (SCHWERTMANN et al. 1990).
Daraus leitet sich die ABAG nach SCHWERTMANN et al. (1990) wie folgt ab:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Diese Variablen bedeuten:

A: Langjähriger, mittlerer jährlicher Bodenabtrag in t/ha*a als zu errechnende Größe
R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor
K: Bodenerodierbarkeitsfaktor
L: Hanglängenfaktor
S: Hangneigungsfaktor
C: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
P: Erosionsschutzfaktor

Der *Regen- und Oberflächenabflussfaktor R* als ein Maß für die gebietsspezifische Erosionskraft (Erosivität) der Niederschläge errechnet sich aus der kinetischen Energie und der Niederschlagsintensität aller erosionswirksamen Einzelregen während des Jahres. In den R-Faktor gehen infolgedessen sowohl die Regenenergie als auch die Niederschlagsmenge ein, indem das Produkt aus der aufaddierten Flächendichte der kinetischen Energie eines erosiven Niederschlages und seiner maximalen 30-Minuten-Intensität I_{30} gebildet wird. Von erosiven Niederschlägen spricht man, wenn diese mindestens 10 mm erreichen oder bei unter 10 mm eine I_{30}-Intensität von über 10 mm/h erzielen. Einzelregen sind Regen, die weniger als sechs Stunden auseinander liegen. Für die ABAG werden über einen längeren Zeitraum (möglichst mehr als zehn Jahre) gemittelte R-Faktoren verwendet, da der R-Faktor von Jahr zu Jahr sehr

viel stärker variiert als der Gesamtniederschlag. Zu berücksichtigen ist ferner, dass im R-Faktor Erosionen durch Schmelzwasser, die unter gewissen Voraussetzungen erheblich sein können, nicht enthalten sind (SCHWERTMANN et al. 1990).

Der *Bodenerodierbarkeitsfaktor K*, der den jährlichen Abtrag eines bestimmten Bodens pro R-Einheit auf dem Standardhang mit 22 m Länge, 9% Gefälle und dauernder Schwarzbrache darstellt, ist ein Maß für die Erodibilität eines Bodens und wird von einer Reihe an Bodeneigenschaften bestimmt. Fünf Bodeneigenschaften werden dazu verwendet, die Erosionsgefährdung der Böden, die von Boden zu Boden differiert, hinreichend zu quantifizieren. Diese sind: Gehalt (%) an der Korngröße 0,002-0,1 mm (Schluff und Feinstsand), Gehalt (%) an der Korngröße 0,1 mm (Sand abzüglich Feinstsand), Gehalt (%) an organischer Substanz, Aggregatklasse und Durchlässigkeitsklasse. Charakteristisch für diese Bodeneigenschaften ist, dass sie sich langfristig möglichst wenig bzw. nur geringfügig ändern. Die Kornfraktionen und die organische Substanz werden im Labor bestimmt. Für die Aggregat- und Durchlässigkeitsklassen werden die bei der Bodenkartierung üblichen Gehaltsklassen zur Hilfe genommen. Die Aggregatklasse ist in der Ackerkrume ermittelbar, wohingegen sich die Durchlässigkeitsklasse auf das ganze Profil bezieht. Im K-Faktor wird unter anderem auch der Steinbedeckungsgrad mit berücksichtigt, weil die auf der Bodenoberfläche vorhandenen Steine den K-Faktor durch Minderung der Regentropfenenergie verkleinern. Die Ermittlung der K-Variablen kann entweder über das sogenannte K-Faktor-Nomogramm oder alternativ mit Hilfe von Bodenkarten oder der Reichsbodenschätzung erfolgen. Bei Benutzung von Bodenkarten oder der Reichsbodenschätzung zur Ableitung der K-Faktoren ist zu beachten, dass sie in diesem Fall nur auf größere Landschaftsbereiche angewendet werden können. Für Einzelschläge sollten die aus dem Nomogramm entnommenen K-Faktoren eingesetzt werden. Die genaue Vorgehensweise ist der Anleitung von SCHWERTMANN et al. (1990) zu entnehmen.

Der *Topografiefaktor LS* mit dem Hanglängen- und Hangneigungsfaktor, der das Verhältnis des Bodenabtrages eines Hanges beliebiger Länge und Neigung zu dem des Standardhanges (22 m lang, 9% Gefälle) unter sonst gleichen Bedingungen angibt, ist eine quantitative Verhältniszahl. Diese wird Nomogrammen entnommen (Ablesevorschriften in SCHWERTMANN et al. 1990). Die Hanglänge und insbesondere die Hangneigung haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Menge und Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses, die somit dessen Abscher- und Transportkapazität bestimmen. Die erosive Hanglänge wird in Gefällerichtung von der Stelle am Hang, wo im Mittel der Ereignisse der Oberflächenabfluss einsetzt, bis zu der Stelle, wo am Unterhang die Ablagerung von Bodenmaterial (Sedimentation) beginnt oder wo das Wasser in einem Vorfluter eintritt, gemessen. Sie ist folglich oft etwas kürzer als die Gesamtlänge des Hanges und daher meistens auch nicht topografischen Karten zu

entnehmen. Der aus der Hangneigung abgeleitete S-Faktor sollte mit einem Hangneigungsmesser so exakt wie möglich gemessen werden, da er im Regelfall derjenige Faktor mit dem stärksten Einfluss auf den Bodenabtrag ist. Er trägt laut AUERSWALD & SCHWERTMANN (1990) von den beiden anderen natürlichen Einflussfaktoren Regenerosivität und Bodenerodierbarkeit in Mitteleuropa am stärksten zur Differenzierung des Abtrags durch Wasser auf Ackerflächen bei. Eine Erschwernis der Berechnung des LS-Faktors ist, dass Hänge in vielen Fällen nicht gleichmäßig, sondern konvex (zunehmend) oder konkav (abnehmend) geneigt sind. Da solche Hänge durch eine mittlere Hangneigung nur unzureichend gekennzeichnet werden, müssen sie in gleich lange Teilstücke mit nahezu gleicher Neigung unterteilt werden, um einen geeigneten LS-Faktor zu ermitteln. Die tolerierbare Hanglänge eines Feldstücks, deren Bodenabtrag der Toleranzgrenze T (s. u.) entspricht, ist aus dem LS-Nomogramm mit Hilfe des tolerierbaren L-Faktors (L_{max}) abzulesen und kann so für Planungsmaßnahmen verwendet werden (SCHWERTMANN et al. 1990).

Der *Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor C*, der das Verhältnis des Bodenabtrages eines Hanges mit beliebiger Bewirtschaftung (Kulturpflanze, Bedeckungsgrad, Bearbeitungsverfahren etc.) zur Schwarzbrache angibt, „ist wegen der großen Variabilität der Kulturmaßnahmen sicherlich der komplexeste Faktor“ (SCHWERTMANN et al. 1990). Der im C-Faktor quantifizierte Bewirtschaftungseffekt hängt von der Art, Intensität und dem Zeitpunkt des Anbaus ab. Je nach Kulturpflanzenart(en) und deren Wachstumsstadium wird der Bodenabtrag durch Abmilderung der Planschwirkung aufprallender Regentropfen unterschiedlich stark reduziert. Ihre Pflanzenrückstände können sich je nach Art, Menge und Behandlung in unterschiedlichem Maße noch über die Vegetationszeit der angebauten Kulturen hinaus auf die Bodenabträge auswirken[19]. Neben der Kulturart und deren Bedeckungsgrad wird die Form der Bodenbearbeitung berücksichtigt, da diese Einfluss auf den Bodenzustand und damit auf die Erodibilität des Bodens nimmt. Sie verändert die Stabilität und Größe der Bodenaggregate, die von den Regentropfen schwerer oder leichter zerschlagen werden können, und sie beeinflusst die Bodenrauigkeit, von der wiederum die Menge und Geschwindigkeit des oberflächlich abfließenden Wassers abhängt (SCHWERTMANN et al. 1990).
Als Maß für die Erosionsanfälligkeit eines Bodens wird der Relative Bodenabtrag (RBA) aus dem Verhältnis (in Prozent) des Bodenabtrages einer Fläche unter einer bestimmten Kultur bei einem bestimmten Entwicklungszustand zu dem einer gleichen Fläche unter Schwarzbrache (= 100%) gebildet. Um den tatsächlichen Abtrag innerhalb eines gewünschten Zeitraumes zu erhalten, muss der anteilige Zeitabschnitt am

[19] Die positive Nachwirkung von Kleegras (siehe „carry-over Effekt“ in Kapitel 3.2.3) geht zum Beispiel mit einem Bodenabtrag von 20% im ersten Jahr und von 60% im zweiten Jahr nach dem Umbruch in die USLE von Wischmeier und Smith (1978) ein (KAINZ 2007, SIEBRECHT & KAINZ 2009).

Jahres-R-Wert des RBA und der C-Faktor kombiniert werden. Der RBA-Wert ist in der Regel während der vegetationsfreien Zeit und bei der Saatbettbereitung am größten. Mit zunehmendem Bedeckungsgrad als Anteil (in %) der von den Pflanzen bewachsenen Bodenoberfläche nimmt der RBA und demzufolge die Erosivität ab. Zu beachten ist, dass der Bedeckungsgrad mit Wuchshöhe und Wurzelwachstum der auf dem Feld stehenden Vegetation zusammenhängt. Der Erosionsschutz ist umso ausgeprägter, je dichter und näher sich die Blattmasse am Boden befindet und je ausgebildeter das Wurzelsystem ist. Insofern empfehlen SCHWERMANN et al. (1990) nach der Ernte eine direkt auf dem Boden liegende Mulchschicht, bspw. von Ernterückständen, aus Gründen des Erosionsschutzes möglichst lange an der Oberfläche zu belassen.
In der Phase der Saatbettbereitung liegt der Boden (außer beim Mulchsaat- oder Direktsaatverfahren) nicht nur blank, sondern es wird darüber hinaus auch leichter abzuschwemmendes Feinmaterial geschaffen. Fallen in dieser Zeit z. B. unmittelbar nach der Maisaussaat starke Niederschläge, ist der Boden höchst erosionsgefährdet. Die erosiven Regen fallen größtenteils zwischen Mai und September. Sie wirken sich in den Monaten Mai und Juni, wenn noch spärlich entwickelte Hackfrüchte auf dem Acker stehen, und im September, wenn sie auf das für die Winteraussat bereitete Beet treffen, besonders negativ aus. Eine reduzierte, pfluglose Bodenbearbeitung mit Mulch- oder Streifensaat kann hierbei laut SCHWERTMANN et al. (1990) in gewissem Maße Abhilfe schaffen.
Um dem sich verändernden Bedeckungsgrad und Bodenzustand möglichst gerecht zu werden, wird eine Aufteilung in Perioden vorgenommen und für diese gemittelte Abtragswerte angesetzt. Mit den RBA-Werten, der Jahres-R-Verteilung und den Kalenderdaten der einzelnen Kulturperioden lassen sich nun die C-Faktoren berechnen. Die C-Faktoren sind nur für ganze Fruchtfolgen errechenbar. Falls das Stroh regelmäßig verkauft oder verbrannt wird, anstatt es auf dem Acker zu lassen oder als Stallmist zurückzuführen, ist dies bei den C-Faktoren mit einem Aufschlag von 20% zu berücksichtigen. Dem tolerierbaren L-Faktor entsprechend lässt sich aus der ABAG ebenso ein maximal tolerierbarer C-Faktor (C_{max}) für einzelne Schläge errechnen. Genau wie bei L_{max} ist der Abtrag bei C_{max} gleich der Toleranzgrenze (s. u.). Die Werte sind für eine betriebsspezifische Beratung zur Erosionsreduktion sehr hilfreich (SCHWERTMANN et al. 1990).

Der *Erosionsschutzfaktor P*, der das Verhältnis des Bodenabtrages mit beliebigen Erosionsschutzmaßnahmen wie Konturnutzung, Streifennutzung, Terrassierung usw. zu dem bei Bearbeitung in Gefällerichtung und ohne Schutzmaßnahmen angibt, bildet quantitativ die Schutzwirkungen von Kontur- und Streifennutzung ab. Die Konturnutzung, bei der quer zum Hang bewirtschaftet wird, ist nur dann wirksam, wenn schwach erosive Niederschläge eintreten und die Hangneigung nicht zu groß ist. Ist

das Gefälle steiler als 3-8% und der Regen zu stark, kann sich so viel Wasser in den Furchen sammeln, dass diese durchbrechen. Alternativ können schmale Querstreifen (Breite: 1 – 2 m) bestehend aus einer sehr dichten Kultur wie Wintergerste (*Hordeum vulgare*) oder aus Gras in kontinuierlichem Abstand möglichst parallel zur Höhenlinie zwischen der Reihenfrucht angelegt werden. Der Streifenanbau bietet wie die Konturnutzung einen umso größeren Schutz, je geringer die Hangneigung, je kürzer die Hanglänge und je schwächer die Niederschlagserosivität ist (SCHWERTMANN et al. 1990).
Die Schätzung des Bodenabtrages erfolgt letztendlich in den drei Arbeitsschritten: Ermittlung der Faktorenwerte, Berechnung des Bodenabtrages und der Wirkung von Maßnahmen zur Senkung des Bodenabtrages (vgl. SCHWERTMANN et al. 1990).

Die Anwendung der ABAG beschränkt sich auf Einzelschläge und auf den langjährigen, mittleren Bodenabtrag. Sie kann den Bodenabtrag weder für das gesamte Einzugsgebiet und damit auch keine Off-Site-Schäden, noch für einzelne Jahre oder von einem einzelnen Niederschlag abschätzen. Ihr großer Vorteil liegt in der hohen Flexibilität. Sie bietet die Möglichkeit der Berechnung des mittleren langjährigen Bodenabtrags für eine unendlich große Anzahl an Bedingungskombinationen, der Vorhersage von abtragsmindernden bzw. abtragssteigernden Effekten und einer Quantifizierung der Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen. Die Genauigkeit der in die Bodenabtragsschätzung eingehenden Faktoren kann durch immer neu hinzukommende, präzise Messergebnisse weiter gesteigert werden (SCHWERTMANN et al. 1990).
Die USLE bzw. ABAG konnte so fortwährend durch die Integrierung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und durch die elektronisch-technischen Entwicklungen über die Jahre angepasst und verbessert werden.

Um eine möglichst effektive Entscheidung zu treffen, ob und in welchem Umfang Schutzmaßnamen erforderlich sind, wurde die sogenannte Toleranzgrenze festgelegt. Die Toleranzgrenze T (t/ha*a) ist diejenige Menge an erodiertem Boden, bei der das natürliche Ertragspotenzial innerhalb von ca. 300 bis 500 Jahren nicht wesentlich geschwächt wird. Sie ist in einer Skala von eins bis zehn nach der Bodengründigkeit und der Tiefe bis zum Festgestein in Zentimetern geordnet. Zusätzlich sind die jeweilige Zustandsstufe und Bodenzahl der Reichsbodenschätzung mit angeführt und häufige Bodenformen zur besseren Orientierung angegeben (SCHWERTMANN et al. 1990). Die Tabelle der Toleranzgrenzen ist dem Anhang angefügt (Tab. T-2). Je tiefgründiger ein Boden ist, desto höher kann der tolerierbare Bodenabtrag sein, da der Bodenverlust durch Erosion zu einem geringeren Fruchtbarkeitsverlust führt als bei einem flachgründigeren Boden (AUERSWALD 1987). Je nach Gründigkeit der Böden schlagen SCHWERTMANN et al. (1990) eine Toleranzgrenze von 1 bis 10 t/ha*a vor.

Mit rein empirischen Modellen wie der USLE/ABAG lassen sich Bodenverluste, aber nicht der Transport und die Ablagerung der erodierten Bodenteilchen außerhalb der direkt betroffenen Flächen (Off-Site-Schäden) prognostizieren. Des Weiteren sind solche Modelle nicht auf andere Regionen ohne eine vorherige Anpassung der dem Modell zugrundeliegenden Faktoren an die dort herrschenden Standortbedingungen übertragbar. Deshalb wurden früher in Deutschland und den Nachbarländern häufig Regensimulatoren auf Parzellen oder im Labor eingesetzt, um die Genauigkeit von Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung unter mitteleuropäischen Bedingungen zu prüfen und andere Parameter wie etwa die verlagerte Sedimentmenge oder die Erosionsneigung unterschiedlicher Böden zu bestimmen (AUERSWALD et al. 1992a und 1992b, AUERSWALD & WAGNER 1984, KEHL et al. 2005, PRASUHN 1993). Regensimulatoren haben den Vorteil der Simulation von Starkniederschlagsereignissen auf einer begrenzten Fläche, sodass viele Messungen unabhängig vom Vorhandensein natürlicher Niederschläge in recht kurzer Zeit möglich sind. Mit Hilfe der über künstlich steuer- und wiederholbarer Niederschläge erlangten Daten lassen sich neue Erosionsmodelle zügiger konzipieren (FRIELINGHAUS et al. 1999b). Ihr Nachteil ist die hohe Varianz zwischen den Beregnungsgeräten (BREBURDA & RICHTER 1998), die sich bezüglich Kosten, Aufwand und Anwendbarkeit unterscheiden, und die große Heterogenität im Versuchsaufbau (Parzellengröße und Hangneigung, Bodenart und -feuchtigkeit, Beregnungsdauer und -intensität, Beschaffenheit der Bodenoberfläche usw.). Dies beeinflusst einerseits die Genauigkeit der gemessenen Bodenabträge und Oberflächenabflüsse und erschwert andererseits eine Auswertung der mit verschiedenen Regensimulatoren erhobenen Messdaten (AUERSWALD & EICHER 1992, AUERSWALD et al. 1992a und 1992b, FIENER et al. 2011b, HAMED et al. 2002, HASSEL & RICHTER 1992, KAINZ et al. 1992). Außerdem entsprechen die Regen aus den Simulatoren nur ansatzweise den vom Himmel prasselnden Regengüssen. Ihre Ergebnisse sind darum vorerst zu hinterfragen und einer Kontrolle unter Praxisbedingungen zu unterziehen (FRIELINGHAUS et al. 1999b).

Weltweit kommen des Öfteren auch radioaktive Marker wie Caesium-137 (Cs137) zur langfristigen Erosions- und Sedimentverlagerungsabschätzung z. B. in den Alpen zum Einsatz (KONZ et al. 2012, MEUSBURGER et al. 2010, SCHIMMACK et al. 2002, WARREN et al. 2005).

Im nächsten Schritt wurde die USLE zur RUSLE (RENARD et al. 1997) bzw. die ABAG zur dABAG (Flacke et al. 1990) erweitert, indem die Verknüpfung der ursprünglichen Allgemeinen Bodenabtragsgleichung mit einem Geografischen Informationssystem (GIS)[20] erfolgte.

[20] GIS ist eine auf digitalen Daten aufbauende und damit rechnergestützte Technologie zur raumbezogenen Analyse unterschiedlichster Informationsebenen (Def. nach BERNSDORF & FANDER 1998).

Mit Hilfe geografischer Informationssysteme können Erosionsgefährdungskarten für betroffene Gebiete, in denen Konservierungsmaßnahmen sinnvoll sind, erstellt werden. Für die regionale Abschätzung der Gefährdung des Bodens durch Wassererosion werden für gewöhnlich die vier Erosionsfaktoren Niederschlag, Bodeneigenschaften, Topografie und Bodenbedeckung berücksichtigt. Mithin wird eine höhere räumliche Auflösung bei der Prognose von Flächen- und Rillenerosion während der Niederschläge erreicht. Dies erlaubt eine Differenzierung der Erosionsvorgänge innerhalb eines Flurstückes oder Einzugsgebietes gegenüber der ABAG, die lediglich den mittleren Abtrag für Einzelflächen errechnet. Damit ist die dABAG dank der höheren Auflösung insbesondere für die Erosionsvorhersage innerhalb kleiner Einzugsgebiete geeignet. Allerdings kann diese differenzierende ABAG ebenso wie die ABAG keine Aussagen über Abträge durch Rinnen- und Grabenerosion und keine Sedimentationsprognose treffen (KAGERER & AUERSWALD 1997, NEUFANG et al. 1989a und 1989b, NIGEL & RUGHOOPUTH 2010, RIPPEL 2010).
Eine Erosionsschadenskartierung, deren Schwäche in der Quantifizierung flächenhafter Erosionsformen liegt, kann an dieser Stelle zusätzlich zur ABAG angewendet werden, um gerade die linearen Erosionsformen, die sich mit dieser Gleichung nicht quantitativ bestimmen lassen, zu berücksichtigen (AUERSWALD & WEIGAND 2000).

Um zusätzlich die Erosionsfolgen abseits der geschädigten Ackerschläge zu erfassen, wurden prozessorientierte, physikalisch begründete Modellsysteme entwickelt, die eine bessere Übertragbarkeit und Prognosepräzision mit höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung erreichen. Auf diese Weise sollten zwei zentrale Schwachstellen der USLE behoben werden: (i) keine Vorhersage der Deposition und Abflussbahnen, die vom erodierten Material bei seiner Wanderung vom Hang zum Oberflächengewässer genutzt werden, um die Gewässerschäden abzuschätzen und (ii) keine Informationen über die Auswirkungen einzelner Regenschauer, die sich häufig von der einen auf die andere Minute ereignen, um das Ausmaß und den Zeitpunkt der Spitzenabflüsse des Wassers und der Sedimente vorherzusagen, weil nur der mittlere jährliche Bodenverlust geschätzt wird (MORGAN et al. 1998).

Zu den physikalischen Modellen zählen unter anderem CREAMS von Knisel (1980), ANSWERS von Beasley et al. (1980), OPUS von Smith et al. (1985), WEPP von Nearing et al. (1989), EUROSEM von Morgan et al. (1998) und EROSION 2D/3D von Schmidt (1991/1996).[21] Solche physikalisch begründeten Modelle bilden in unter-

[21] Eine grobe Übersicht über weltweit eingesetzte, prozessbasierte Erosionsmodelle findet sich in der Dissertationsschrift von SCHINDEWOLF (2012), in der das physikalische Modell EROSION 3D erstmalig für die hohe räumliche Auflösung eines Einzelereignisses flächendeckend auf regionaler Ebene für das Bundesland Sachsen zur Darstellung von Bodenabtrag, Sedimenttransport und -deposition bzw. des Eintrags partikelgebundener Nähr- und Schadstoffe in Oberflächengewässer für ein zehnjähriges Starkniederschlagsereignis und für drei differenzierte Landnutzungsszenarien eingesetzt wird.

schiedlichem Umfang die Teilprozesse Loslösung, Transport und Deposition von Bodenpartikeln bei jedem Einzelereignis ab. Sie ermöglichen mit der Entwicklung immer ausgereifterer Computerprogramme die Erosions-, Verlagerungs- und Ablagerungsvorgänge auf Hängen und kleinen Einzugsgebieten mit schärferer räumlich-zeitlicher Auflösung nachzuvollziehen.
Zum Beispiel ist EUROSEM eine dynamische Modellsimulation, die den Sedimenttransport, sowie die Erosion und Deposition, die durch linien- und flächenhafte Prozesse bei einzelnen Unwettern ausgelöst werden, für definierte Felder und Einzugsgebiete vorhersagen kann (MORGAN et al. 1998).

In Tabelle Tab. 3-2 auf der folgenden Seite sind beispielhaft zehn geläufige, physikalisch begründete Erosionsmodelle ohne Anspruch auf Vollständigkeit in Anlehnung an AUERSWALD & SCHWERTMANN 1988, FRIELINGHAUS 1999, MERRIT et al. 2003, SCHINDEWOLF 2012, SCHMIDT 1998, SIEBRECHT 2010 und De VENTE & POESEN 2005 alphabetisch aufgeführt.
Der Einsatz solcher Modelle in der Praxis ist jedoch häufig dadurch limitiert, dass es nicht immer und ohne weiteres möglich ist, alle benötigten Eingangsdaten zu erhalten. Darüber hinaus kann sich die Eingabe und Auswertung der Daten am Computer als recht anspruchsvoll erweisen. Aus diesen Gründen finden die physikalischen Modelle meistens in der Forschung und weniger im praktischen Betrieb Verwendung, weil sie hinsichtlich ihrer Anwenderfreundlichkeit, Zuverlässigkeit und Verfügbarkeit der geforderten Informationen und umfangreichen Kenngrößen gegenüber den empirischen Modellen, allen voran der USLE, unterlegen sind (BERNSDORF & FANDER 1998, SCHMIDT 1998). KUHWALD und HARTMANN (2011) kommen aus oben genannten Gründen zu dem Schluss, dass auch in Zukunft die Abschätzung des Bodenabtrages mit der ABAG – zumindest bei großflächigen Prognosen – ein wichtiges Instrument der Bodenerosionsvermeidung bleiben wird.

Tab. 3-2: Übersicht über physikalisch-prozessorientierte Erosionsmodelle

Kürzel	Modell	Entwickler	Hauptfunktion	räumlicher Bezug	zeitlicher Bezug
AGNPS [1)]	Agricultural Non-Point Source pollution model	Young et al. 1987	Bewertung der Wasserqualität nahe landwirtschaftlicher Nutzflächen	kleinere Einzugsgebiete mit Hydrologie, Erosion, (Nähr)stoffverlagerung	Einzelereignis im Raster
ANSWERS [2)]	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation	Beasley et al. 1980	Darstellung von Oberflächenabfluss und Sedimentablagerung bzgl. Wasserqualität	gegliederte, bis zu 100 km^2 große Wassereinzugsgebiete (Gewässerbelastung)	Einzelereignis
CREAMS [3)]	Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems	Knisel 1980	Bestimmung der aus allen Feldstücken transportierten Pestizid- und Nährstoffmengen	Feldmaßstab (40 bis 400 ha) mit Hydrologie, Chemie, Erosion/Deposition	Einzelereignis oder Zeitraum
E2D/E3D [4)]	EROSION 2D/3D (2-D rainfall erosion model/3-D Erosions-Modell)	Schmidt 1991/1996	Simulation von Ablösung, Transport und Deposition mit GIS (bei EROSION 3D)	gegliederte Hänge (Abfluss entlang des Hangprofils) und Einzugsgebiete	Einzelereignis oder Sequenz
EPIC [5)]	Erosion Productivity Impact Calculator	Sharply et al. 1990	Ermittlung langfristig tolerierbarer Bodenabtragsschäden	Einzugsgebiete bzw. Schläge im Raster von 1 bis zu 10.000 ha	stetiger, langer Zeitraum als Kontinuum
EUROSEM [6)]	European Soil Erosion Modell	Morgan et al. 1998	Beschreibung der Dynamik von Erosionsereignissen im Verlauf auf Minutenbasis	gegliederte Hänge einzelner Flächen und kleine Einzugsgebiete	Einzelereignis innerhalb von Minuten
KINEROS [7)]	Kinematic Erosion Simulation	Woolhiser et al. 1990	Untersuchung des Abflussverhaltens im Wassereinzugsgebiet	Einzugsgebiete	Einzelereignis
LISEM [8)]	Limburg Soil Erosion Model	De Roo 1996	Abbildung des Erosionsverlaufes mit rasterorientiertem GIS	kleine und mittlere Einzugsgebiete	Einzelereignis
OPUS [9)]	Field scale water quality model	Smith et al. 1985	Analyse von Oberflächenabflüssen durch Verknüpfung mit physikalischem Ansatz	ungegliederte Hänge bis Einzugsgebiete	Einzelereignis oder Zeitraum
WEPP [10)]	Water Erosion Prediction Project	Nearing et al. 1989	Modellierung der Landnutzungseffekte auf Erosionsprozesse (Abfluss, Ein-, Austrag)	gegliederte Hänge bestimmter Flächen und kleine Einzugsgebiete	Einzelereignis oder Langzeit

1) Auerswald & Schertmann 1988, Frielinghaus et al. 1999b, Merrit et al. 2003, Siebrecht 2010, de Vente & Poesen 2005

2) Auerswald & Schwertmann 1988, Frielinghaus et al. 1999b, Merrit et al. 2003, Schindewolf 2012, Schmidt 1998, Siebrecht 2006

3) Auerswald & Schwertmann 1988, Frielinghaus et al. 1999b, Merrit et al. 2003, Schindewolf 2012, Schmidt 1998, Siebrecht 2010, de Vente & Pesen 2005

4) Frielinghaus et al. 1999b, Schindewolf 2012, Schmidt 1998, Siebrecht 2006

5) Auerswald & Schwertmann 1988, Frielinghaus et al. 1999b, Siebrecht 2010

6) Frielinghaus et al. 1999b, Schindewolf 2012, Schmidt 1998, Siebrecht 2010, de Vente & Poesen 2005

7) Frielinghaus et al. 1999b, Schindewolf 2012, Schmidt 1998

8) Frielinghaus et al. 1999b, Merrit et al. 2003, Schindewolf 2012

9) Frielinghaus et al. 1999b, Schmidt 1998, Siebrecht 2010

10) Auerswald & Schwertmann 1988, Frielinghaus et al. 1999b, Merrit et al. 2003, Schindewolf 2012, Schmidt 1998, Siebrecht 2006, de Vente & Poesen 2005

3.1.3 Vorstellung und Wirksamkeit möglicher Erosionsschutzmaßnahmen

Genauso vielfältig wie die Faktoren und Folgen von Erosion durch Wasser sind, so vielfältig sind die unterschiedlichsten Maßnahmen des Erosionsschutzes. Alle reduzieren auf direkte oder indirekte Weise die Erosionsgefahr und einzelne können darüber hinaus den Boden während eines extremen Niederschlagsereignisses vor Abtrag schützen.

Die Vermeidung von Bodenschadverdichtungen, d. h. einer Gefügeveränderung mit negativen Effekten auf die Bodenfunktionen (Produktions-, Regelungs-, Lebensraum- und Archivfunktion) im Rahmen der guten fachlichen Praxis ist eine grundlegende Voraussetzung, um der Gefährdung des Bodens durch Erosion indirekt vorzubeugen. Mit Hilfe der im Folgenden aufgezählten Maßnahmen zur Vorbeugung von Schadverdichtungen kann der Gefahr eines oberflächigen Abflusses infolge unzureichender Regenverdaulichkeit der Böden begegnet werden: (i) Reduktion des auf die Bodenkontaktfläche wirkenden Druckes durch den Einsatz von Breit-, Terra- oder Zwillingsreifen und durch die Regelung des Reifeninnendruckes, (ii) Onland-Pflügen bei abgetrockneten Böden im Frühjahr/Sommer statt im Herbst, (iii) konservierende Bodenbearbeitung mit schonender Lockerung und Kombination von Arbeitsgängen zur Verringerung der Überrollhäufigkeit, (iv) Nutzung von Maschinen mit Allrad- und Zapfwellenantrieb sowie Schlupfanzeige, (v) Erhöhung der Aggregatstabilität und Tragfähigkeit des Bodens durch organische Düngung, Zwischenfruchtanbau und Förderung des Bodenlebens (BMVEL 2002, RIEGER 2009, RIPPEL 2010).
Zusätzlich zur Schadverdichtungsvermeidung gibt es direkte Erosionsschutzmaßnahmen differenziert nach allgemeinem Acker- und Pflanzenbau, erosionsmindernden Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren sowie einer erosionsminderndn Flurgestaltung. Zu den allgemeinen Acker- und Pflanzenbaumaßnahmen gehört ein möglichst langer Zeitraum mit einer Bodenbedeckung durch eine entsprechende Fruchtfolgeplanung, z. B. mit einem gezielten Einsatz von Zwischenfrüchten, Untersaaten und Strohmulch oder auch die Einsaat abflussmindernder Grünstreifen. Im Zusammenhang mit einem bodenschonenden Bearbeitungs- und Bestellverfahren ist die konservierende Bodenbearbeitung mit Mulch oder die Direktsaat im Sinne eines ganzflächigen Erosionsschutzes durch Bodenbedeckung und ausgeprägter Aggregatstabilität, die Vermeidung hangabwärts gerichteter Fahrspuren und eine Erhöhung des Boden-pH-Werts, der biologischen Aktivität und stabiler Bodenaggregate durch Kalkdüngung zu nennen. Im Rahmen der Flurgestaltung können z. B. Feldgehölze und Schutzhecken als Erosionsschutzstreifen und zur Schlagunterteilung angelegt werden (BMVEL 2002, RICHTER & GENTZEN 2011, RIEGER 2009, RIPPEL 2010).

Der beste Schutz vor Wassererosion ist eine wirksame Bodenbedeckung über das ganze Jahr in Form einer Grünlandbewirtschaftung (AUERSWALD 1987) oder im Ackerbau zumindest gerade in Zeiten mit häufig eintretenden erosiven Regenfällen. Eine Bedeckung mildert gleich auf mehreren Ebenen den Erosionsverlauf ab. Sie sorgt dafür, dass die Bodenoberfläche nicht so schnell austrocknet und in diese weniger Luft, die zu hohen Drücken, Rissen und abschwemmbaren Teilchen von gesprengten Aggregaten führt, eingeschlossen werden kann. Gleichzeitig reduziert sie die Splash-Wirkung der Regentropfen, die Verschlämmungsneigung durch die Erhaltung eines aktiven Bodenlebens und bestimmt letztlich die Menge und Geschwindigkeit des Abflusses (AUERSWALD 1998a, SCHEFFER et al. 2010). Eine Decke aus Mulch weist hierbei die erosionsminderndste Wirkung auf, weil sie das Infiltrationsvermögen des Bodens bewahrt und ihn damit vor Verschlämmung schützt (AUERSWALD und SCHRÖDER 2001). Laut SCHEFFER et al. (2010) reicht hierfür eine Bedeckung mit Mulch von 30% bis 50% meistens schon aus, weil der Bodenabtrag überproportional reduziert wird. Die Mulchauflage ist Nahrung als auch Temperatur- und Verdunstungsschutz für Regenwürmer (v. a. *Lumbricus terrestris*), die wasserableitende Vertikalröhren durch das stabile, vom Ober- in den Unterboden verlaufende Porensystem und ein stabiles Bodengefüge schaffen, indem sie den Boden durchwühlen, auflockern und bis in tiefere Schichten mit organischen Reststoffen von der Oberfläche anreichern (BRUNNOTTE 2003, KÖLLER & LINKE 2001). Die hohe biologische Aktivität der Mikroben und anderen Lebewesen im Boden fördert zudem das Pflanzenwachstum durch Abbau und Mineralisation der organischen Substanz.
Eine ganze Reihe von Studien kommt in Anlehnung und in Ergänzung an obige Ausführungen zu dem Schluss, dass die konservierende (pfluglose) Bodenbearbeitung mit Mulchsaat[22] in Verbindung mit Zwischenfruchtanbau oder Untersaaten und die Direktsaat ohne jegliche Bodenbearbeitung mit zu den effektivsten Erosionsschutzmaßnahmen im Ackerbau zählen. Mit der genauen Unterscheidung, Verbreitung und den Reihenuntersuchungen zur bodenschonenden Bearbeitung setzt sich das Kapitel 6.6 explizit auseinander.

Obwohl der Bodenzustand mit erhöhter Regenwurmaktivität und hohem Bioporenanteil, guter Bodengefügestabilität, Durchwurzelbarkeit und Infiltrationsfähigkeit, geringer Verdichtungs- und Verschlämmungsneigung sowie besserer Tragfähigkeit durch die Lebendverbauung der Bodenkrümel für eine reduzierte Bodenbearbeitung nach

[22] Die Mulchsaat ist ein bodenschonendes, konservierendes Bestellverfahren auf Grundlage gezielter Krumenbearbeitung in ein Saatbett aus an der Ackeroberfläche belassenen oder flach eingearbeiteten Pflanzenresten (Vor- und/oder Zwischenfruchtreste), die als Mulchschicht den Boden vor Verschlämmung, Erosion sowie unproduktiven Wasserverlusten schützen soll und im Gegensatz zur Direktsaat ohne jegliche Bodenbearbeitung mit einer ganzflächigen Bodenbearbeitung (nichtwendend wahlweise mit Zwischenfruchtsaat oder wendend zwingend mit Zwischenfruchtsaat) oder mit einer Teilflächenbearbeitung (Streifenbearbeitung bzw. Schlitzsaat) erfolgt (Definition nach KREITMAYR & MAYR 2010).

dem Grundsatz „so tief wie nötig und so selten wie möglich“ oder für die Direktsaat spricht, lässt sie sich wegen den höheren Managementanforderungen und auftretender Schwierigkeiten nicht immer uneingeschränkt im Betrieb etablieren (HARRACH 2010, ENTRUP 1999). Das vordergründige Problem ist der höhere Unkrautbesatz durch den Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung. Im konventionellen Landbau kann mit der Applikation von Herbiziden und der mineralischen Düngung zur Kompensation von möglichen Ertragseinbußen zwar Abhilfe geschafft werden (HAAS 2010). Dennoch können solche verschärften Pflanzenschutzmaßnahmen, die Umstellung der maschinellen Ausrüstung u. a. für die Aussaat und die Etablierung einer Zwischenfrucht oder Untersaat in Reihenkulturen mit höheren Kosten, zusätzlichem Arbeitsaufwand und mehr Knowhow verbunden sein.
Welche Vorzüge und Hemmnisse die konservierende Bodenbearbeitung mit einer Bodenbedeckung aus Mulch oder Stroh hat, verbildlicht das Schema Abb. A-3 im Anhang.

Zusätzlich zur reduzierten Bodenbearbeitung und möglichst langen Bodenbedeckung sind weitere Erosionsschutzmaßnahmen anwendbar.
Die Bearbeitung quer zum Gefälle (Kontur-, Querbearbeitung) schafft beispielsweise eine raue Oberfläche, die den Abfluss bremsen kann (RIEGER 2009, SCHEFFER et al. 2010). Die Effektivität der Querbearbeitung ist in Klimaregionen, in denen die Stärke erosiver Regen gering ist, am größten, da mit zunehmender Menge des Abflusses die Wirksamkeit dieser Erosionsschutzmaßnahme nachlässt (AUERSWALD 1992b). Genauso kann der Anbau langer, schmaler Grünstreifen quer zum Hang den Oberflächenabfluss zurückhalten (SCHEFFER et al. 2010).
Überdies ist eine ideale Kalkversorgung der Böden wichtig, weil sie zur Förderung des Bodenlebens und zu einem stabilen Bodengefüge beiträgt (SCHMIDT 2010). Gleichzeitig sind größere Mengen an einwertigen, austauschbaren Ionen wie Kalium und Natrium in der Bodensubstanz zu vermeiden. Eine verstärkte Kalium-Düngung beispielsweise erhöht den Anteil an Kalium-Ionen im Boden, die aufgrund ihrer großen Wasserhülle den Abstand zwischen Bodenteilchen vergrößern und so die Erosion begünstigen, da der Boden etwas leichter verschlämmen und der Oberflächenabfluss schneller eintreten kann (AUERSWALD 1998a, AUERSWALD et al. 1996).
Untersuchungen zu weiteren Schutzmaßnahmen zeigen, dass an steilen Hängen die Anlage dichter Hecken besonders in Kombination mit einer Mulchdecke oder von Terrassen und Steinwällen bzw. in Tieflagen von begrünten Abflussbahnen (englisch „*grassed waterways*“) den Abfluss mit den darin transportierten Sedimenten abfangen kann. Jedoch haben solche Maßnahmen in der Regel eine geringere Erosionsschutzwirkung als z. B. eine vollständige Bodenbedeckung oder reduzierte Bodenbearbeitung und sind zudem teilweise mit nicht unerheblichen Kosten verbunden. Sie sollten daher lediglich als Ergänzung oder als letztes Mittel der Wahl, z. B. wenn

nicht genügend Pflanzenrückstände vorhanden sind oder diese aus Management-gründen durch intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug beseitigt werden müssen, mit den anderen ackerbaulichen Präventionsmaßnahmen eingesetzt werden (AUERSWALD & SCHRÖDER 2001, DEUMLICH et al. 2006, FIENER & AUERSWALD 2006a und 2006b, RODRÍGUEZ 1997, SCHEFFER et al. 2010).

Einen Überblick über die Vielzahl und Vielfalt an Erosionsschutzmaßnahmen bieten vier Tabellen im Anhang in Anlehnung an BRAND-SASSEN (2004), FRIELINGHAUS (1998), FRIELINGHAUS & SCHÄFER (1999) und GEHRING (2014). Diese Schutzmethoden sind entsprechend in die vier „Rubriken“ Erosionsschutz durch acker- und pflanzenbauliche, durch Bodenbearbeitungs-, Flurgestaltungs- und durch Schadverdichtungsminderungsmaßnahmen aufgeteilt (Tab. T-3 – Tab. T-6). Alle Erosionsschutzmaßnahmen, die den Boden gerade bei erosionsfördernden Kulturen wie Mais und an Hängen vor kurz- und langfristigen On- und Off-Site-Schäden bewahren sollen, von der Beseitigung der Fahrspuren über die Mulch- und Direktsaat z. B. mit Zwischenfruchtanbau oder Untersaaten bis hin zur Aufgabe oder Begrünung unebener Ackerflächen, sind in den ersten drei Tabellen zusammengefasst. Maßnahmen zum Schutz vor Schadverdichtungen sind in der vierten Tabelle noch zusätzlich aufgeführt. Aus den Tabellen ist die Aussage von GOBIN et al. (2004) ersichtlich, dass viele der Schutzmaßnahmen unmittelbar darauf abzielen, die Erosion zu mindern, indem der Vegetationsbewuchs erhöht wird.

3.2 Bewertung der Bodenerosion im ökologischen Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau

Nachdem im vorherigen Abschnitt gezeigt wurde, welche Relevanz die Bodenerosion durch Wasser allgemein in der Landwirtschaft hat, stellt sich nun die Frage, ob und inwiefern der organische Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau durch Bodenerosion in geringerem Maße betroffen ist und weniger Abträge verursacht. Ob der biologische in der Tat weniger Erosion hervorruft als der konventionelle Landbau, hängt von der Bewirtschaftung, die mehr oder weniger erosionsfördernd sein kann, und von den gegebenen Standortbedingungen ab (AUERSWALD und KAINZ 2003). Um dies zu prüfen, werden zunächst die Problematik des zunehmenden Anbaus von Silomais sowie die Unterschiede in der Bewirtschaftungsweise von ökologischem und konventionellem Landbau kurz beschrieben. Im Anschluss folgt ein Vergleich der Möglichkeiten des Erosionsschutzes im ökologischen und konventionellen Landbau mit einer Gegenüberstellung der Erosionsgefährdungspotenziale beider Landwirt-

schaftsformen. Abschließend wird der Wissensstand zur Eignung der ABAG für die Erosionspotenzialeinschätzung unter ökologischen Anbaubedingungen aufgezeigt.

3.2.1 Bedeutung der Bodenerosion im ökologischen sowie im konventionellen Landbau insbesondere im Hinblick auf die Zunahme des Silomaisanbaus

Mais zählt neben Kartoffeln und Zuckerrüben (*Beta vulgaris var. altissima*) zu den am stärksten erosionsgefährdeten Kulturen und gemeinsam mit dem Raps (*Brassica napus)* zur am häufigsten angebauten Energiepflanze in Deutschland (ATTENBERGER 2010). Die Maisanbaufläche in Deutschland stieg in den letzten Jahren rasant an und liegt heute bei rund 2,5 Millionen Hektar (Abb. 3-1).
Auf gut 2 Millionen Hektar dieser Fläche wird Silomais angebaut (Abb. 3-2).

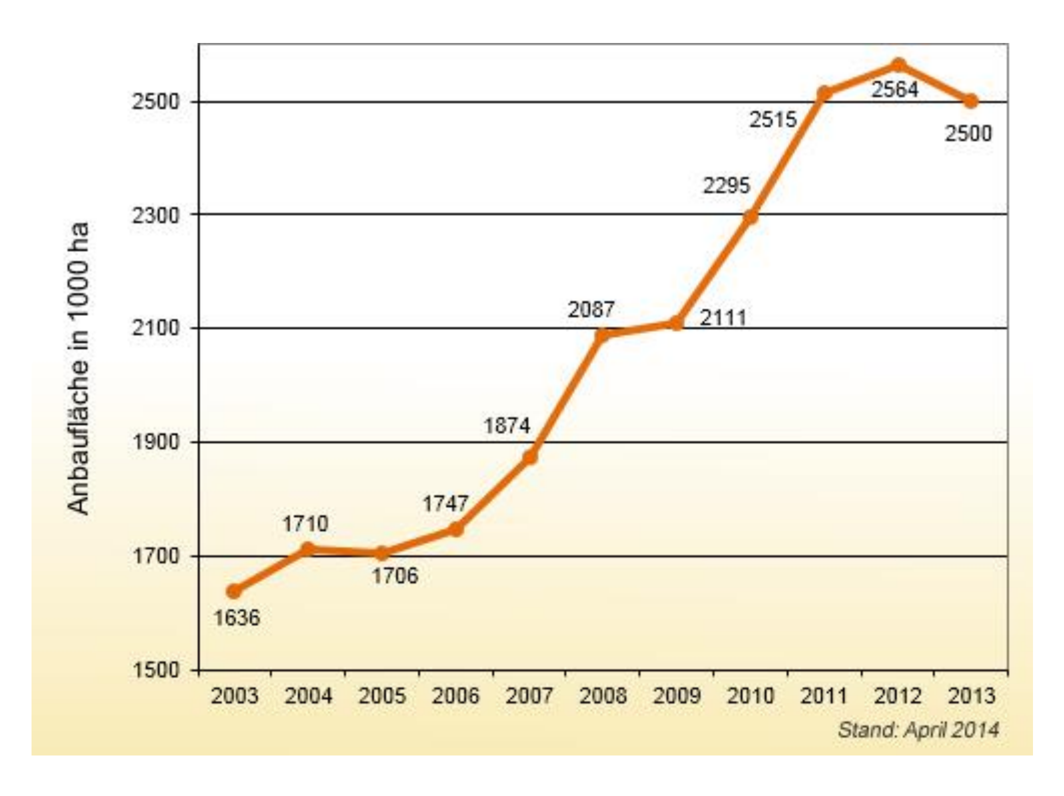


Abb. 3-1: Maisanbaufläche in Deutschland 2003 bis 2013 in 1000 ha (DMK)[23]

In 2013 ist die Gesamtanbaufläche im Vergleich zu den beiden Vorjahren leicht gesunken, da der Bedarf an Mais für Biogasanlagen und Tierhaltung durch Effizienzsteigerungen in der Biogasausbeute und den Ertragsleistungen gedeckt ist[24]. Jedoch rechnet das Deutsche Maiskomitee nach einer Umfrage des Marktforschungsunternehmens Kleffmann Group für 2014 wieder mit einem Anstieg der Maisanbaufläche um 3,5 % auf 2,587 Mio. ha (DMK, Nachricht vom 28.05.2014).

[23] http://www.maiskomitee.de/web/upload/statistik/grafik_maisanbauflaeche.jpg (Stand 05.06.2014).
[24] Vgl. http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland (Stand 05.06.2014).

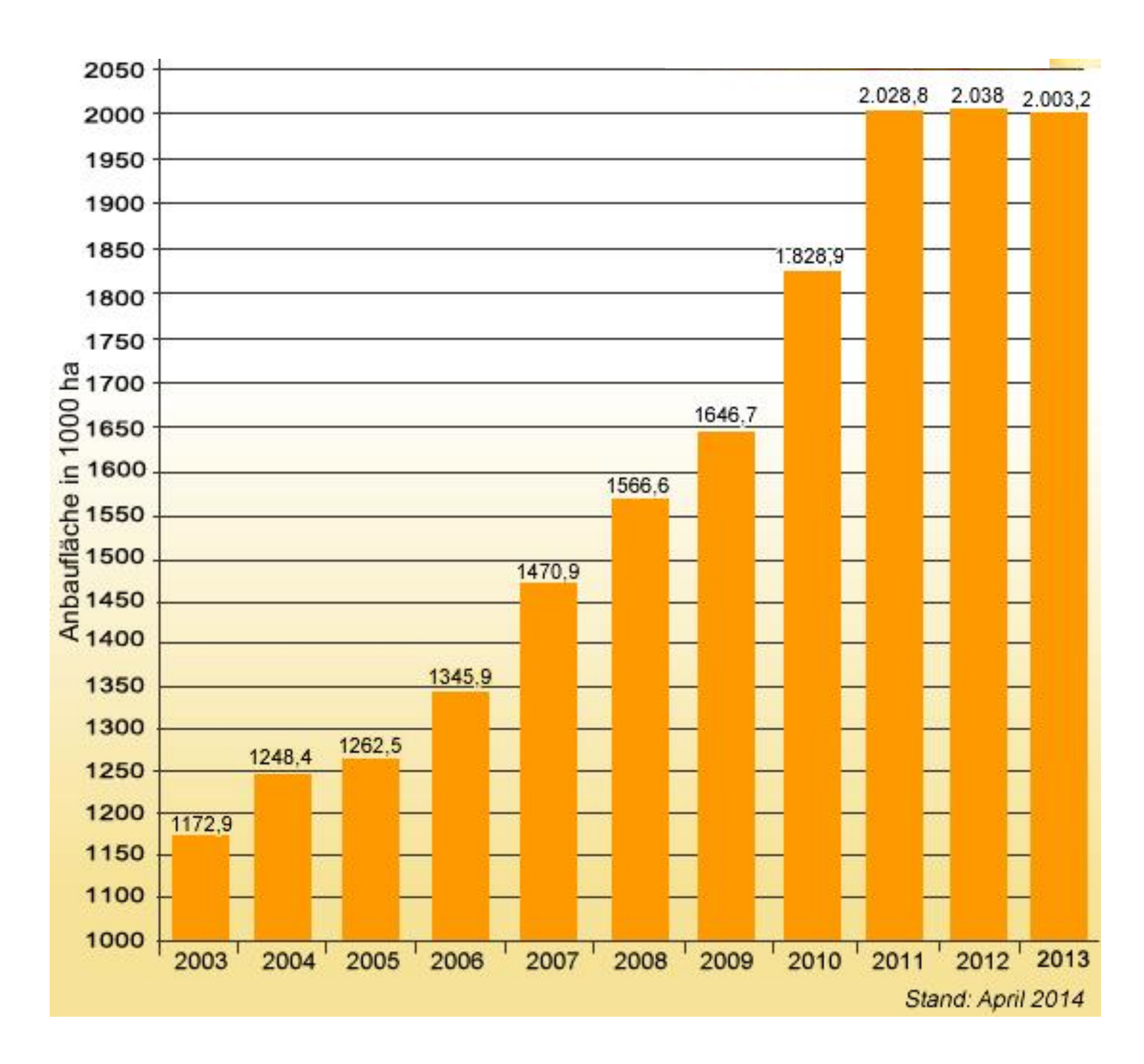


Abb. 3-2: Silomaisanbaufläche in Deutschland im mehrjährigen Vergleich (Stat. Bundesamt, DMK) [25]

Die Gründe für das hohe Erosionspotenzial von Mais liegen in seiner späten Aussaat Ende April/Anfang Mai in weiten Reihen von bis zu 75 cm Abstand, in der langsamen Jugendentwicklung und zeitigen Ernte Ende September. Aufgrund der späten Aussaat zur Zeit der ersten erosiven Niederschläge und einer wirksamen Bodenbedeckung von kaum vier Monaten gehört Mais zur Kulturart mit den höchsten durch Erosion induzierten Bodenabträgen (ATTENBERGER 2010, AUERSWALD 1998a, AUERSWALD & SCHRÖDER 2001, DEUMLICH 2009, LALOY & BIELDERS 2010, RICHTER & GENTZEN 2011).
Die Erosionsgefährdung wird sich durch den Klimawandel vornehmlich unter konventionell angebauten Reihenfrüchten wie dem Silomais weiter zuspitzen. Studien zur Klimaveränderung in Regionen Deutschlands und in der Schweiz prognostizieren eine Abnahme der Niederschlagshäufigkeit und Zunahme der Niederschlagsintensi-

[25] http://www.maiskomitee.de/web/upload/statistik/silomais_DE_stand_2014.jpg (Stand 05.06.2014).

tät im Sommerhalbjahr bei gleichzeitig höheren Niederschlagsmengen im Winter[26]. Die Regenerosivität ist durch die selteneren, aber dafür umso heftigeren Niederschlagsereignisse zwischen Mai und Oktober erhöht und in den Wintermonaten (Dezember bis März) geringer (im Februar sogar mit abnehmender Tendenz), obwohl bei einem über Winter ungeschützten Boden ähnlich hoch. Die erosivsten Regenfälle treten im Juli und zum Teil im August, aber auch genau zu der Zeit auf, in der der Boden nicht oder kaum bedeckt ist. Daher ist die Niederschlagserosivität bei Mais in den Monaten Mai, September und Oktober am höchsten. Hinzu kommt, dass sich der Wachstumsverlauf der Kulturarten durch den Temperaturanstieg verändert. Es ist davon auszugehen, dass der Silomais früher geerntet und die Winterfrüchte später gesät werden, sodass die Bodenoberfläche längere Zeit vor Extremniederschlägen ungeschützt ist. Grundsätzlich liegt eine enorme räumliche und zeitliche Variabilität im Auftreten von Bodenerosion auslösenden Einzelniederschlagsereignissen vor. Für das Erosionsrisiko entscheidend ist das Zusammentreffen eines erosiven Ereignisses mit einem mehr oder weniger bedeckten, bearbeiteten und trockenen Ackerboden (FIENER et al. 2013, LESER et al. 1998, MEUSBURGER et al. 2012, PRASUHN 2009, RIPPEL 2010, ROGLER & SCHWERTMANN 1981, SCHMIDT 2010).

Die Schutzwirkung eines über Sommer gut entwickelten Maisbestandes von bis zu 2,5 Metern Höhe ist gegenüber einem Mulch aus abgestorbenen Zwischenfrüchten wesentlich geringer (AUERSWALD 1998a). Zudem ist der Maisanbau mit einer hohen Nitrat-Auswaschungsgefahr verbunden. Der Umbruch von Grünland, die unvollständige Aufnahme des vor und zu Beginn der Maissaat applizierten Düngerstickstoffs, eine zu hohe Menge an zurückgeführter Biogasgülle sowie die bei Niederschlag ausgewaschenen und bei Bodenerosion mit dem Sediment in Gewässer abgeschwemmten Stickstoffmengen sind die wesentlichen Gründe dafür (ATTENBERGER 2010). ATTENBERGER (2010) kommt deshalb zu dem Schluss, dass sich der Anbau von Mais äußerst negativ auf den Schutz des Bodens, oberirdischer Gewässer und des Grundwassers auswirkt.
Die hohe Erosionsgefährdung durch den Silomaisanbau erkannten schon AUERSWALD et al. in 1986. Sie machten den Umbruch von Kleegrasflächen bei gleichzeitiger Expansion des Maisanbaus für die Steigerung des Erosionsausmaßes auf Ackerböden verantwortlich. Über die Berechnung von C-Faktoren der ABAG fanden sie heraus, dass beim Silomais der Bodenabtrag mehr als fünfmal so hoch ist wie bei Getreidefruchtfolgen und auch im Vergleich zum Körnermais die Erosion in reinen Maisfruchtfolgen um bis zu 10% höher liegen kann (AUERSWALD et al. 1986).
Der Trend hin zum Anbau von Energiepflanzen, v. a. von Silomais als Substrat für

[26] So wurde auch die längere Trockenperiode im Frühjahr und die Gewitterserie mit kräftigeren Niederschlägen im Sommer, von der Hessen in 2014 betroffen gewesen ist, als mögliche Folge des Klimawandels diskutiert (FOCUS Online, Nachricht vom 28.07.2014).

die Biogaserzeugung, hat gerade im konventionellen Landbau, der den Mais zumeist im Wechsel mit Wintergetreide und in Monokultur anbaut, in den letzten Jahren stetig zugenommen. Die Ursache dieser Entwicklung wird in der Klimaschutzpolitik und der damit verbundenen finanziellen Förderung im Rahmen des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes, sowie in steigenden Energiepreisen gesehen. Hierdurch wird der Anbau von Energiemais zunehmend auf erosionsgefährdete Hänge erweitert, während gleichzeitig Grünlandflächen und Getreideanteile mit deutlich geringerem Erosionspotenzial in der Fruchtfolge abnehmen. Die Folgen dieses erosionsbegünstigenden Handelns sind eine verminderte Bodenqualität durch den Verlust fruchtbaren, humosen Oberbodens und eine zunehmende Gewässerbelastung mit Nähr- und Schadstoffen (RIPPEL 2010, SCHRÖDER & AUERSWALD 2000, SCHWERTMANN et al. 1990, VOGEL et al. 2013, WEIK et al. 2011, WILLMS et al. 2010).

Der in jüngster Zeit stärker gewordene Trend hin zum Anbau von Energiepflanzen für Biogasanlagen zur Energiegewinnung aus nachwachsenden Rohstoffen und damit eng verknüpft die Ausweitung des Maisanbaus ist auch im ökologischen Landbau nicht unbeachtet geblieben. Immer öfter sind auf ökologisch wirtschaftenden Betrieben Felder mit Körner- und Silomais zu sehen. Das Deutsche Maiskomitee erwartet durch das wachsende Interesse an Energiemais in Ökobetrieben und anhand des gestiegenen Absatzes von ökologisch erzeugtem Maissaatgut für 2014 einen Anstieg der Biomaisanbaufläche (DMK, Nachricht vom 26.03.2014).
Der Anbau von humuszehrendem Silomais ist auch auf dem Gladbacherhof im Zeitraum 1993 bis 2006 von 4,6 ha auf fast 12 ha angestiegen, weil durch den größeren Milchviehbestand und der gleichzeitig höheren Leistungsanforderung der Bedarf an energie- (Silomais) und proteinreichem Futter (Getreide und Körnerleguminosen) auf Kosten des humusmehrenden legumen Ackerfutters gestiegen ist (SOMMER 2010).

Im Vergleich zum konventionellen Landbau wird auf den Ökobetrieben bisher aber in deutlich geringerem Umfang Silomais angebaut. Dies hängt neben der Kritik an den Umweltgefährdungen und der Nahrungs- bzw. Futtermittelkonkurrenz durch Energiepflanzen mit den Schwierigkeiten des Silomaisanbaus im ökologischen Landbau zusammen. Die Anbauprobleme liegen (i) in dem hohen Unkrautdruck und der dadurch bedingten äußerst aufwändigen Unkrautregulierung mit Hacke und Striegel aufgrund des Verzichts auf chemisch-synthetische Herbizide, (ii) in den geringen Maiserträgen durch eine unzureichende Stickstoffversorgung in der kurzen Zeitspanne mit hohem Stickstoffbedarf, den organische Düngemittel mit langsamer Stickstoffmobilisation nicht ausreichend erfüllen können und (iii) den Schäden durch Vogelfraß aufgrund der Aussaat von nicht gebeiztem Saatgut (DIERAUER et al. 2012, GRASS et al. 2009, GRASS & SCHEFFER 2003a).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich der Getreideanteil im ökologischen und konventionellen Anbau zwar nicht so sehr unterscheidet, aber der Anteil an mehrjährigem Ackerfutter im Vergleich zum konventionellen im ökologischen Landbau erhöht und dafür der Hackfruchtanteil gleichermaßen reduziert ist. Mit dem Ackerfutterbau soll der Stickstoffmangel und der höhere Unkrautdruck kompensiert werden (AUERSWALD & KAINZ 2010), da zur ökologischen Wirtschaftsweise der Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide und leichtlösliche Düngemittel gehört. Die Fruchtfolgen sind im organischen Landbau komplexer als im konventionellen Landbau. Dies reduziert einerseits die Gefahr von Erosionsereignissen durch längere Bodendeckung über das Jahr hinweg, erhöht andererseits aber auch den Aufwand für die Berechnung des C-Faktors der ABAG und erfordert seine Anpassung an die ökologischen Gegebenheiten mit komplizierteren, betriebsspezifischen Fruchtfolgen (AUERSWALD 2002).

Daher sind folgende Fragen zu klären: Ist der ökologische Landbau wirklich weniger von Erosion betroffen als der konventionelle Landbau und wenn ja, welches sind dafür die Hauptfaktoren, welche Schutzmaßnahmen sind speziell für konventionelle und welche für ökologische Betriebe eher geeignet und anwendbar, welche Schutzmaßnahmen sind konkret beim Anbau von Silomais sinnvoll und inwieweit kann die Allgemeine Bodenabtragsgleichung die Besonderheiten in der Bewirtschaftungsweise des ökologischen Landbaus abbilden bzw. wo liegen mögliche Defizite vor?

3.2.2 Gegenüberstellung und Bewertung von Erosionsdisposition und -schutz im ökologischen im Vergleich zum konventionellen Landbau

AUERSWALD & KAINZ (2003) und AUERSWALD et al. (2003) haben in einer Studie die Hypothese überprüft, ob der ökologische Landbau die Bodenerosion weniger stark begünstigt als der konventionelle, ausgehend davon, dass die ökologische Bewirtschaftung seltener auf sehr erosionsgefährdeten Standorten und weniger erosionsfördernd erfolgt. Bei den Untersuchungen stellte sich entgegen ihrer Annahme heraus, dass die standortbedingte Erosionsgefährdung im ökologischen Landbau gegenüber den konventionellen Betrieben insgesamt um 14% größer war. Dies beruhte auf der Tatsache, dass die erosionsfördenden die erosionshemmenden Standortfaktoren überwogen. Der ausschlaggebende erosionsfördende Faktor war die häufigere ökologische Bewirtschaftung auf regenreicheren und steileren Lagen, die zu einer erhöhten Regenerosivität führte. Zu den erosionshemmenden Faktoren zählte eine geringere Bodenerodierbarkeit im Ökolandbau aufgrund der flachgründigeren und sandigeren, tonigeren oder steinigeren Böden, sowie kleinere Schlaggrößen mit einer

kürzeren erosiven Hanglänge. Nach dem Vergleich der unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen des Ackerlandes kamen AUERSWALD & KAINZ (2003) und AUERSWALD et al. (2003) zu dem Ergebnis, dass zwar im organischen Landbau häufiger erosionsgefährdete Flächen bewirtschaftet wurden, diese jedoch einen um rund 15% niedrigeren Bodenabtrag als im konventionellen Landbau aufwiesen. Dieser Sachverhalt beruhte primär auf einem rund dreifach höheren Anteil an rasenbildenden Ackerfutterflächen bei gleichzeitig reduziertem Hackfruchtanbau in den ökologischen Betrieben. Das Ackerfutter hat den Vorteil, dass dessen erosionsmindernde Wirkung noch bis zu zwei Jahre über die Anbauperiode hinauswirkt, da selbst nach Umbruch des Ackerfutters u. a. die Aggregatstabilität und der Regenwurmbesatz steigen. Anhand dieser Studie kann das Erosionsverminderungspotenzial laut Empfehlung der Autoren im organischen Landbau am besten durch die Ausweitung des rasenbildenden Ackerfutters und im konventionellen Landbau durch die Ausdehnung des Mulchsaatanteils bei Hackfrüchten weiter vergrößert werden (AUERSWALD & KAINZ 2003, AUERSWALD et al. 2003).

HAAS (2010) sieht ebenfalls in der Bewirtschaftungsweise und der Bodenfruchtbarkeit die Gründe für die erheblich geringere Erosionsgefährdung in Ökolandbaubetrieben. Der große Vorteil des Ökolandbaus liegt im Anbau von Luzerne-Kleegras-Gemenge, das nicht nur für die Bodenbedeckung sorgt, sondern verknüpft mit der Festmistwirtschaft auch die physikalischen Bodeneigenschaften (z. B. das Infiltrationsvermögen) optimiert. Zusätzlich führen die vielfältigeren Fruchtfolgen aus diversen Feldfrüchten in unterschiedlichen Kombinationen und die höheren Anteile an Untersaaten, Zwischenfrüchten, Sommerungen, Beikräutern, Hecken und Feldgehölzen zu einer Minderung der Erosionsgefahr. Die Gefahr der Gewässerbelastung durch Schadstoffe ist gleichfalls kleiner, weil Nährstoffeinträge wesentlich geringer sind und Pestizideinträge im Idealfall erst gar nicht auftreten (HAAS 2010).

In Kapitel 3.1.3 wurde bereits erläutert, dass der Boden durch minimale, nichtwendende Bodenbearbeitung bis hin zur Mulch- und Direktsaat äußerst effektiv vor Abtrag geschützt werden kann. Im ökologischen Landbau ist der vollständige Pflugverzicht aus mehreren Gründen in den meisten Fällen aber kaum praktizierbar, weil die Kontrolle v. a. wurzelbürtiger Unkräuter wie Disteln, Quecke und Ampfer ein großes Problem im Biolandbau ist. Deshalb wird auf vielen Öko-Betrieben mit pflugloser Bodenbearbeitung der Grubber zur Grundbodenbearbeitung eingesetzt, um auch solche Problemunkräuter in den Griff zu bekommen. Weitere Nachteile eines Pflugverzichts sind eine unsichere Bestandesetablierung, schlechtere Nährstoffverfügbarkeit im Boden, wenn die Erntereste und Dünger an der Bodenoberfläche verbleiben und eine geringe phytosanitäre Wirkung, wenn Ernterückstände nicht in den Boden eingearbeitet werden. Diese Schwierigkeiten treten ebenso im konventionellen Landbau auf, werden aber mit höheren Dünge- und Pflanzenschutzmittelgaben kompensiert

(HAAS 2010). Deshalb sind Mulch- oder Direktsaatverfahren mit ihrem ausgezeichneten Erosionsverringerungspotenzial nicht unmittelbar vom konventionellen auf den ökologischen Landbau übertragbar und der zur Unkrautregulierung bewährte Pflugeinsatz im Ökolandbau immer noch weit verbreitet, obwohl er die Erosion fördern kann (MICHEL et al. 2005). HARRACH (2010), der die reduzierte Bodenbearbeitung insbesondere aufgrund der höheren Regenwurmaktivität und der höheren Anzahl an Bioporen, die bei intensiven Bodeneingriffen zerstört werden, befürwortet, nimmt sowohl die Bedenken der Landwirte bezüglich eines Pflugverzichts (u. a. höhere Investitionen für richtige Sätechnik, höheres Pflanzenschutzmanagement) als auch einen Trend zum reduzierten Pflugeinsatz bei reduzierter Pflugtiefe wahr[27].
Die Widerstandsfähigkeit des Bodens gegen Erosion wird im ökologischen Landbau, selbst wenn dieser keine schonendere Bodenbearbeitung durchführen sollte, durch die organische Düngerwirtschaft v. a. mit Stallmist und Gründüngung sowie durch die eingearbeiteten Ernte- und Wurzelrückstände aller angebauten Pflanzen verbessert. Der über Wurzeln, Stoppelreste und Gründüngung eingetragene Kohlenstoff trägt zur Aggregatstabilität und folglich zur Stabilität des Bodens gegen Erosion bei. Eine sehr hohe Kohlenstoffanreicherung wird durch Fruchtfolgen mit gemulchtem Kleegras, Zwischenfrüchten und Strohdüngung erreicht (MÜLLER et al. 2009, REENTS et al. 2009). Die größere Anzahl und Vielfalt an Regenwürmern in Böden unter organischer Bewirtschaftung hat ebenfalls einen maßgeblichen Anteil an der gegenüber konventioneller Bewirtschaftung besseren Aggregatstabilität. Der stabile Boden im organischen Landbau mit geringerer Verschlämmungsneigung, höherer Wasserversickerungsfähigkeit und weniger Oberflächenabfluss ist dementsprechend vor Erosion besser geschützt (SIEGRIST et al. 1998, ZEIGER & FOHRER 2009).

Zusammenfassend weist der ökologische Landbau gegenüber dem konventionellen Landbau sowohl erosionsmindernde (z. B. vielfältige Fruchtfolgen mit hohem Futterleguminosen- und Zwischenfruchtanteil, Untersaaten und weniger Reihenkulturen, erhöhte Aggregatstabilität und Bioporenbildung) als auch erosionsfördernde Faktoren (z. B. intensivere mechanische Bodenbearbeitung v. a. zur Unkrautkontrolle, weiterer Drillreihenabstand, geringere Bestandsdichten, langsamere Jugendentwicklung aufgrund geringerer N-Verfügbarkeit und früherer Bestandszusammenbruch z. B. bei Kartoffeln infolge von Krankheiten) auf. In der Regel kompensieren die erosionshemmenden Faktoren die erosionsfördernden (PIORR & WERNER 1999). Dank der erosionsmindernden Fruchtfolgegestaltung und des besseren Bodenzustands durch eine strukturschonende und humuserhaltende Bewirtschaftung können die unter ökologischer Bewirtschaftung stehenden Flächen gegenüber den konventionell bewirt-

[27] Die Verfahren reduzierter Bodenbearbeitung sind in den USA mehr in ökologischen, in Mitteleuropa mehr in konventionellen Betrieben verbreitet (SIEBRECHT et al. 2009).

schafteten tatsächlich als weniger erosionsgefährdet angesehen werden (AUERSWALD & KAINZ 2003, RIPPEL 2010). Der organische Landbau kann jedoch das starke Erosionsschutzpotenzial von Direktsaat- oder Mulchsaatverfahren kaum ausnutzen, weil diese den Einsatz chemisch-synthetischer Herbizide erfordern und der ökologische Landbau der Umwelt zuliebe auf deren Applikation verzichtet (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1990, PIORR & WERNER 1999).

Neben der Erosion durch Niederschläge sind auch die Bodenverluste z. B. bei der Kartoffelernte im Ökolandbau geringer als im konventionellen Landbau. Dies begründen AUERSWALD et al. (2006) damit, dass (i) die Erträge geringer sind, (ii) die Ernte, Sortierung und Separierung der Erde von den Knollen öfters mit der Hand erfolgt, (iii) die Anbaugebiete zusehends auf Sandböden liegen und dadurch die Trennung von Erdboden und Knolle bei sandigen Böden leichter ist als bei lehmigen Böden, (iv) die Kartoffelknollen früher ausgereift sind und der Boden bei der Ernte Anfang September eine geringere Feuchtigkeit, stabilere Struktur und ausgeprägtere Infiltration aufweist, (v) die Reinigung (Waschen) und Boden-Knollen-Trennung nach der Ernte auf ökologischen Betrieben häufiger auf dem Hof erfolgt, sodass die Möglichkeit besteht, einen größeren Teil des abgetragenen Bodens wieder zurück auf das gleiche oder auch auf ein anderes Feld zu bringen, um die Verluste während und nach der Ernte wenigstens innerhalb des Betriebes zu minimieren (AUERSWALD et al. 2006). Bei diesem Vorgehen ist jedoch zu beachten, dass die Möglichkeit der unbeabsichtigten Übertragung und Ausbreitung von Pflanzenkrankheiten besteht (VERHEIJEN et al. 2009).

Beim Erosionsschutz im Silomaisanbau ist es das Beste, Grünland erst gar nicht für den Maisanbau in Ackerland umzuwandeln, sondern im Gegenteil den Mais wieder durch Kleegras zu substituieren. Dadurch lässt sich die Erosion in Getreide-Fruchtfolgefeldern ebenfalls reduzieren (AUERSWALD et al. 1986, RICHTER & GENTZEN 2011). MALCHAREK (2010) drückt dies so aus: „Ein generelles Umbruchverbot für Dauergrünlandflächen trägt maßgeblich zum Erosionsschutz bei, da somit eine regelmäßige Bodenbearbeitung ausgeschlossen wird und die dauerhafte Deckung und Durchwurzelung des Bodens gesichert ist.“
Wird dennoch das Grünland für den Silomaisanbau umgebrochen, sieht ATTENBERGER (2010) in der Mulchsaat eine der besten Möglichkeiten, Mais mit reduziertem Erosions- und Nitratauswaschungsrisiko sowohl boden- als auch gewässerschonend anzubauen. Der für die Mulchsaat erforderliche Zwischenfruchtanbau bindet den Bodenstickstoff und verringert so die Nitratauswaschung vor der Maissaat.
Zwischen die Maispflanzen gesäte Untersaaten oder vorhandenes Unkraut können ebenfalls den Schutz der Bodenoberfläche übernehmen, bereiten gegenüber einer Mulchsaat aber nicht selten landwirtschaftliche Schwierigkeiten (AUERSWALD

1998a). Einerseits mindern die Untersaaten durch eine Bedeckung des Bodens die Wassererosion. Andererseits können sie aufgrund ihres Konkurrenzdruckes nicht bereits im ersten, frühesten Entwicklungsstadium des Maises, in dem der Boden gerade einer hohen Erosionsgefahr ausgesetzt ist, etabliert werden, um den Boden wirksam vor Erosion zu schützen. Ferner ist eine Untersaat mit Kosten und zusätzlichem Arbeitsaufwand verbunden und erschwert die Unkrautbekämpfung in den Maisreihen (BMVEL 2002).

Eine Alternative zur Untersaat, die zu einer möglichst vollständigen Bodenbedeckung führt, jedoch nicht immer ohne Schwierigkeiten umsetzbar ist, stellt im Energiepflanzenanbau das sogenannte „Zweikulturnutzungssystem“ dar. Dieses System beruht auf dem Anbau zweier unterschiedlicher Nutzpflanzen in einem Jahr. Im Herbst wird eine winterfeste Kultur angebaut und vor der Ausreifung zwischen Mai und Juli geerntet. Direkt im Anschluss wird eine wärmebedürftige Kultur, z. B. Mais, angebaut und im Herbst geerntet. Die Bodenerosion und Nährstoffeinträge ins Grundwasser werden so minimiert. Der Boden ist durch den Anbau von zwei Kulturen im Jahr mit Minimalbodenbearbeitungs- und Direktsaatsystemen über lange Phasen begrünt und fast das ganze Jahr über bedeckt. Durch die innerhalb eines Jahres anfallenden Wurzelmassen und Stoppelrückstände zweier Pflanzenarten bleibt, bei gleichzeitiger Minimierung der mechanischen Bodenbearbeitung, der Humusgehalt und somit das Bodengefüge stabil. Zudem ist das „Zweikulturnutzungssystem“ auch in ökonomischer Hinsicht sinnvoll, da zwei Kulturen als Substrat für die Biogasanlage in einem Jahr eingesetzt werden können (SCHEFFER 2003).
Die Untersuchungen zur Direkt- und Spätsaat von Mais, z. B. nach Wintererbsenvorfrucht als mögliches Zweikulturnutzungssystem im Biolandbau[28], ergaben einen effektiven Erosionsschutz über das ganze Jahr. Die Maiserträge waren zwar geringer, wurden aber durch den höheren Flächenertrag aus beiden Kulturen ausgeglichen. Darüber hinaus war der Aufwand für die Unkrautregulierung aufgrund eines starken Unkrautunterdrückungspotenzials der Wintererbsen geringer und es wurde eine verbesserte Stickstoffversorgung sowie eine verminderte Stickstoffauswaschung erzielt (GRASS & SCHEFFER 2003a). Der Mais profitierte von den positiven Vorfruchteffekten der Erbsen. Er konnte dank des starken Unkrautunterdrückungsvermögens der Körnerleguminose fast ohne jegliche Konkurrenz vergleichsweise ungestört heranwachsen. Der Aufwand für Unkrautregulierungsmaßnahmen halbierte sich nahezu gegenüber den üblichen Anbauverfahren. Außerdem nahm der Mais die über Mineralisation nachgelieferten Reststickstoffmengen im Boden und in den Erbsenrück-

[28] Innerhalb eines Jahres werden Wintererbsen und Silomais angebaut. Die Wintererbse wird als Erstkultur Ende September angebaut und bleibt über Winter als bodenschützende Vegetationsdecke auf dem Feld. Ende Mai wird die Erstkultur als Ganzpflanze geerntet, in der Biogasanlage fermentiert und zur Energieerzeugung genutzt. Als Zweitkultur wird Silomais nach der Wintererbsenernte Ende Mai im Direktsaatverfahren in die Erbsenstoppel gesät (System GRASS & SCHEFFER 2003b).

ständen direkt auf. Ein hoher Nährstoffentzug und eine bessere Nährstoffausnutzung erfolgten über das Jahr. Dies trug wesentlich zur Reduktion des Nährstoffaustrages bei. Damit sich die Direkt- und Spätsaat von Mais nicht weiter nachteilig auf den Ertrag auswirkte und die Maiserträge nicht allzu sehr von denen des gängigen Anbaus abwichen, war die Verwendung einer spätsaatverträglichen Sorte mit einer langen vegetativen, kurzen generativen Phase und schnellen Siloreife Voraussetzung. Bei optimalen Standortbedingungen (guter Boden, ausreichende Niederschlagsmengen zur Versorgung zweier Kulturen), geeigneter Sortenwahl, sowie an das System angepasster technischen Ausrüstung, waren beachtliche Flächenerträge bei einer kostengünstigen und umweltschonenden Produktion auch im Ökolandbau möglich (GRASS & SCHEFFER 2003b).

3.2.3 Grenzen der Anwendbarkeit der ABAG unter ökologischen Bedingungen

KAINZ (2007) ist der Frage nachgegangen, ob die zur Erosionsschätzung genutzte Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) geeignet ist, den Bodenabtrag in ökologischen Landbausystemen zu beschreiben. Er kam dabei zu dem Ergebnis, dass die in Mitteleuropa gültige ABAG sich für die Vorhersage des Bodenabtrags bewährt hat, jedoch die Standard-Tabellenwerte unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus für die Bodenabtragberechnung ungeeignet sind. Für brauchbare Resultate ist stattdessen die Verwendung von Messwerten erforderlich, weil die Standarddaten vom konventionellen Landbau abweichende Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren unzureichend berücksichtigen (KAINZ 2007).
Sowohl die Standorteigenschaften (sandigere Böden, steilere, aber kürzere Hänge) als auch die Bewirtschaftungsweise (Kleegrasanbau, Stallmistdüngung, Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel) weisen auf ein geringeres Erosionsrisiko im Ökolandbau hin. Tatsächlich spricht die Differenz zwischen den gemessenen (0,2 t ha^{-1} a^{-1}) und modellierten Bodenabträgen (1,8 t ha^{-1} a^{-1}) dafür, dass die unter ökologischer Bewirtschaftung auftretenden Erosionsminderungseffekte bisher ungenügend in der ABAG berücksichtigt werden und eine Anpassung der Faktoren sowie Integration der Effekte in die Parameterwerte erfolgen muss (KAINZ 2007).
Insbesondere die positive Nachwirkung eines Gras- und/oder Kleebestandes auf die Aggregatstabilität, Infiltrationsfähigkeit und mechanische Belastbarkeit des Bodens durch eine erhöhte Anzahl an Bioporen im Unter- und an Wurzelrückständen im Oberboden auch noch über Jahre nach dem Anbau hinaus, der sogenannte „carry-over Effekt“, scheint im C-Faktor der ABAG in zu geringem Umfang einbezogen zu werden. Diese Vermutung wird mit den Hypothesen begründet, dass (i) das heute in

Mitteleuropa im Ökolandbau angebaute Kleegras wesentlich leistungsfähiger als die um 1950 in den USA untersuchten Bestände ist, (ii) das Kleegras auf den in Deutschland häufiger vorkommenden Sandböden mehr Wurzelmasse als auf den Lößböden der USA produziert, (iii) die intensivere Schnittnutzung durch häufigeres Absterben der Wurzeln ebenfalls zu vermehrter Wurzelmasseproduktion führt und (iv) der Ab- und Umbau der Kleegrasrückstände durch das feuchtere Klima in Mitteleuropa schneller erfolgt, sodass von einer höheren Aktivität der Bodenlebewesen und Stabilität der Aggregate ausgegangen werden kann. Zudem ergeben sich synergistische Effekte durch einen mehrjährigen Anbau in Mitteleuropa gängiger Kombinationen aus einigen Gräsern mit verschiedenen Wurzelsystemen, Kleearten und aus Luzerne, deren Wurzeln tief in den Boden reichen, Versickerungskanäle schaffen und den Bodenorganismen Nahrung liefern. Deshalb ist davon auszugehen, dass die mit rasenbildendem Ackerfutter bewachsenen mitteleuropäischen Böden heutzutage unter sonst gleichen Bedingungen weniger erosionsgefährdet sind als die damals in den USA untersuchten Böden (KAINZ 2007).

In der ABAG unberücksichtigt bleiben auch die langfristigen Effekte einer intensiveren Stallmistdüngung, eine vermutlich geringere Erodierbarkeit durch den verminderten Eintrag von Kalium- und Ammonium-Ionen über mineralische Dünger sowie mögliche positive Einflüsse durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide. Es wird schließlich von KAINZ (2007) empfohlen, den im Ökolandbau für gewöhnlich höheren Humusgehalt der Böden vor Ort zu bestimmen und die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau im Bedeckungsverlauf einer Kultur zu beachten.

In einer darauffolgenden Studie von KAINZ et al. (2009) werden diese Besonderheiten der ökologischen Wirtschaftsweise (carry-over Effekt, stärkere Verwendung von Wirtschaftsdüngern wie Stallmist, restriktive Kaliumdüngung, Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel, höhere Humusgehalte des Bodens und anderer Entwicklungs- bzw. Bedeckungsverlauf einzelner Kulturarten), deren modifizierenden Wirkungen auf die Bodenerosion mit der ABAG unzureichend berücksichtigt werden, nochmals aufgeführt und in Ergänzung der Einfluss des Unkrautmanagements mit einbezogen. Zum einen werden im ökologischen Landbau häufiger mechanische Unkrautregulierungsmaßnahmen durchgeführt, die zur vorübergehenden Bodendestabilisierung und zur Schaffung transportierbaren Bodenmaterials an der Oberfläche mit der Konsequenz einer erhöhten Erosionsgefahr führen. Zum anderen trägt der höhere Unkrautbesatz durch ausbleibende Herbizid-Applikationen zur Bodenbedeckung und Infiltrationskapazität bei (KAINZ et al. 2009).

Solche modifizierenden Effekte, die vom Ökolandbau ausgehen, werden bei der Berechnung des Bodenabtrages mit der ABAG also nur unzureichend einbezogen. Dies liegt zum Teil an fehlenden Forschungsergebnissen, sowie an der Komplexität des

Wirkungsgefüges. Wechselwirkungen zwischen Anbausystem, Kulturarten mit ihrem Entwicklungs- und Bedeckungsverlauf, Bodenbearbeitung, Düngung und Unkrautmanagement sind im Erosionsmodell nicht enthalten (KAINZ et al. 2009, SIEBRECHT & KAINZ 2009, SIEBRECHT et al. 2012).

Die positiven Bewirtschaftungseffekte des Ökolandbaus bei Erosionsereignissen zielen zumeist auf die Aggregatstabilität des Bodens ab. Allein durch den carry-over Effekt des Kleegrases verbessert sich die Bodenaggregation, da besonders durch Leguminosen viele wertvolle, N-haltige Wurzel- als auch Spross-Rückstände anfallen und Mikroben sowie Regenwürmer dank ständiger Bodenruhe, Bedeckung und Nahrungsgrundlage gefördert werden (KAINZ et al. 2009). Deshalb empfehlen MÜLLER et al. (2009) und REENTS et al. (2009) diese Modifikationen der Aggregatstabilität unter ökologischer Bewirtschaftung über die Menge oder den Gehalt an bodenwirksamen Kohlenstoff in die ABAG zu integrieren. Andere Autoren sprechen sich wiederum für Regenwürmer und Verschlämmungs- (SIEGRIST et al. 1998) oder womöglich Verkrustungsneigung (ZEIGER & FOHRER 2009) der Böden als Indikator für die Aggregatstabilität und als Parameter für die Bodenerodierbarkeit aus.
SIEBRECHT et al. (2009) haben in einer vom BÖLN geförderten Projektarbeit untersucht, welche einzelnen Aspekte für eine mangelhafte Berücksichtigung der modifizierenden Wirkungen des Ökolandbaus auf den Bodenabtrag in der ABAG verantwortlich sind. Sie sehen dabei ebenfalls in der Aggregation und Infiltration, die mit Einflussfaktoren wie Bodenbearbeitung, Fruchtfolge einschließlich carry-over Effekte, Düngung usw. im komplexen Zusammenhang stehen, den Grund dafür, weshalb mit der ABAG die Bodenabträge im ökologischen Landbau überschätzt werden. Ein Vergleich zwischen organischem, mineralischem und gemischtem Düngungsregime hat beispielsweise gezeigt, dass eine organische Düngung die Regenwürmer, Bodenstruktur und Fruchtbarkeit am stärksten fördert. Die auf Basis gesteigerter Gehalte an organischer Bodensubstanz erhöhte Anzahl an Regenwürmern und Vertikalporen führte zu einer besseren Infiltration. Der dadurch reduzierte Oberflächenabfluss führte zu einer verbesserten Aggregatstabilität und einer verminderten Oberbodenverschlämmung und Ablösung von Material aus dem Bodenverbund. Hierdurch wurde dem Verlust des Infiltrationsvermögens und der Bildung transportabler Erdteilchen entgegengewirkt (SIEBRECHT et al. 2009).
Theoretisch lassen sich solche Besonderheiten des Ökolandbaus wie die Effekte von eingearbeiteter organischer Substanz auf das Erosionsgeschehen mit Hilfe verschiedener, denkbarer Ansätze in die ABAG/USLE, oder noch besser in die RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), integrieren. Dies ist bei solchen systematischen Wirkungen, die bei der Erosionsmodellierung innerhalb eines komplexen Gefüges stehen (wie z. B. die Wechselwirkung zwischen Untersaaten oder Beikrautbesatz und Kulturpflanzenbedeckung) jedoch sehr aufwändig. Um diese Defizite zu korrigieren,

ist eine Anpassung der ABAG in Richtung höherer Flexibilität und Modifizierbarkeit hinsichtlich individueller Bewirtschaftungsweisen und zeitlicher Veränderungen empfehlenswert (z. B. über die Bildung von Subfaktoren). Bei einigen Einflussgrößen mit Auswirkungen auf die Aggregatstabilität (z. B. die carry-over Effekte von Kleegras oder auch negative Nachwirkungen von Kulturarten) fehlen bisher Datengrundlagen und/oder Ansatzpunkte (SIEBRECHT et al. 2009).

Hieraus ergeben sich für SIEBRECHT et al. (2009) und SIEBRECHT et al. (2012) etliche offene Forschungsfragen, z. B. welche Wirkungen (i) unterschiedliche Aggregierungsmechanismen in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial (Bodenart), Bewirtschaftung und Standort, (ii) ausgebrachte organischer Substanzen auf die Bodenstruktur und (iii) unterschiedliche Bodenbearbeitungsverfahren, Geräte und Intensitäten auf die Aggregatstabilität, Bodenformation und auf eine Veränderung verschiedener Boden-Kohlenstoff-Pools haben.

4 Einschätzung der Erosionsgefährdung von Schlägen

4.1 Erosionsereignisse in der Vergangenheit des Gladbacherhofes

Auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof traten zwischen 1992 und 2012 fünf besonders erwähnenswerte Erosionsereignisse auf.
Das erste ereignete sich am 20. August 1992 mit einer handschriftlich dokumentierten Niederschlagsmenge von 35,2 mm. Die Erosionsschäden wurden seinerzeit auf Dias festgehalten. Eine weitere beachtliche Erosion trat am 03.06.2008 auf. In der Nacht vom 2. auf den 3. Juni 2008 gingen innerhalb einer Stunde mehr als 40 mm Regen zu Boden. Zwischen 23 und 3 Uhr summierten sich die Niederschläge nach den Aufzeichnungen der Wetterstation auf 54,5 mm Regen. Die hierdurch entstandenen Erosionsschäden wurden fotografiert. Im Jahr 2012 wurden drei gravierenden Erosionsgeschehen mit Wetterdaten und Fotos dokumentiert. Am 11.05.2012 um 15:00 Uhr und am 23.05.2012 um 11:00 Uhr fielen innerhalb von 15 Minuten jeweils 12,1 mm, einen Monat später am 27.06.2012 um 17:00 Uhr 19,5 mm Niederschlag.

Einen optischen Eindruck von dem Ausmaß und der Schwere der oben genannten Erosionsgeschehen auf dem Betrieb Gladbacherhof sollen die On-Site- und Off-Site-Schäden der folgenden Bilderreihe vermitteln.

Fotografisch dokumentierte Schäden vom August 1992



Abb. 4-1: „Kreuz“ (20.08.1992)



Abb. 4-2: „Über der Koppel“ Richtung „Ofenloch“ (20.08.1992)

Fotografisch dokumentierte Schäden im Juni 2008



Abb. 4-3: Leistenbachstraße 1 L3063 (03.06.2008)



Abb. 4-4: Bahnhof Aumenau L3063 1 (03.06.2008)



Abb. 4-5: Leistenbachstraße L3063 (03.06.2008)



Abb. 4-6: „Über der Koppel“ (03.06.2008)



Abb. 4-7: „Über der Koppel“ (03.06.2008)



Abb. 4-8: Abgeschwemmte Erde vor Kompostplatz von „Über der Koppel“ (03.06.2008)

Fotografisch dokumentierte Schäden im Juni 2008



Abb. 4-9: „Pfaffengraben 4" (03.06.2008) I



Abb. 4-10: „Pfaffengraben 4" (03.06.2008) II



Abb. 4-11: „Bremsberg 2" (03.06.2008) I



Abb. 4-12: „Bremsberg 2" (03.06.2008) II



Abb. 4-13: An der Kreisstraße K468 (04.06.2008) I



Abb. 4-14: An der Kreisstraße K468 (04.06.2008) II

Fotografisch dokumentierte Schäden im Juni 2008



Abb. 4-15: An der Kreisstraße K468 (04.06.2008) III



Abb. 4-16: An der Kreisstraße K468 (04.06.2008) IV

Fotografisch dokumentierte Schäden im Mai und Juni 2012



Abb. 4-17: „Eisensteinfeld 1“ an der Kreisstraße K468 Richtung Selters (11.05.2012) I



Abb. 4-18: „Eisensteinfeld 1“ an der Kreisstraße K468 Richtung Selters (11.05.2012) II



Abb. 4-19: „Eisensteinfeld 1“ an der Kreisstraße K468 Richtung Selters (11.05.2012) III



Abb. 4-20: Graben zwischen „Eisensteinfeld 1“ und K468 (11.05.2012)

Fotografisch dokumentierte Schäden im Mai und Juni 2012



Abb. 4-21: Münsterer Str. an der K468 (11.05.2012)



Abb. 4-22: „Eisensteinfeld 2“ (11.05.2012) I



Abb. 4-23: „Eisensteinfeld 2“ (11.05.2012) II



Abb. 4-24: „Eisensteinfeld 2“ (11.05.2012) III



Abb. 4-25: Eisensteinfeld an der K468 (11.05.2012)



Abb. 4-26: An der Kreisstraße K468 (11.05.2012) I

Fotografisch dokumentierte Schäden im Mai und Juni 2012



Abb. 4-27: An der Kreisstraße K468 (11.05.2012) II



Abb. 4-28: K468 Richtung Aumenau (27.06.2012) I



Abb. 4-29: K468 Richtung Aumenau (27.06.2012) II



Abb. 4-30: „Eisensteinfeld 2“ an der K468 (27.06.2012) I



Abb. 4-31: „Eisensteinfeld 2“ an der K468 (27.06.2012) II

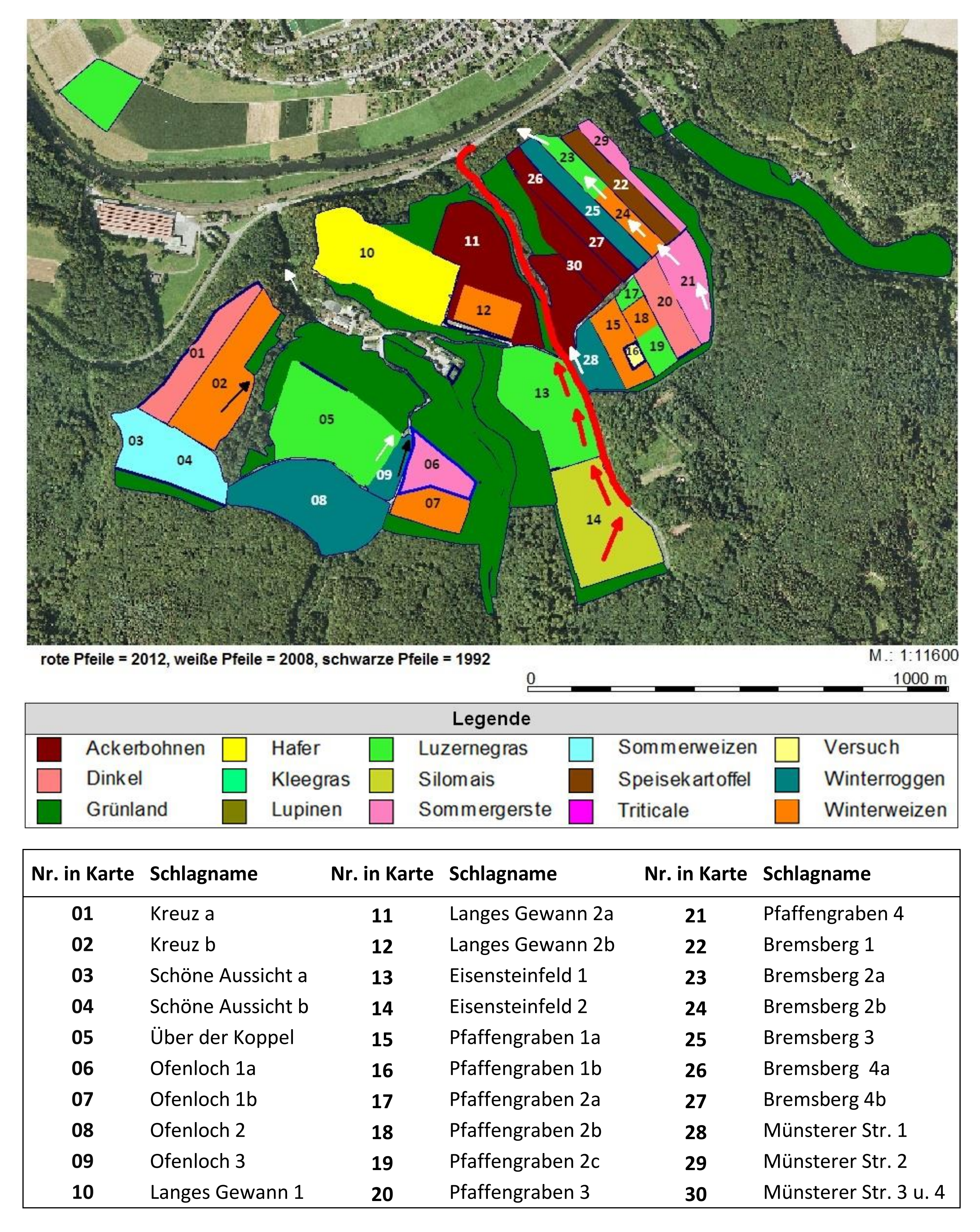


Abb. 4-32: „Eisensteinfeld 2“ an der K468 (27.06.2012) III

4.2 Darstellung der Erosionsgefährdung von einzelnen Schlägen

Die letzten folgenschweren Erosionsgeschehen ereigneten sich im Jahr 2012 auf dem Schlag „Eisensteinfeld 2“. Auf diesem kuppelförmigen Schlag stand zur Zeit der erosiven Regen Silomais, der den Boden unzureichend vor Erosion schützen konnte. Aufgrund der großen Niederschlagsmengen in kürzester Zeit kam es zur Ablösung und Deposition von Ackerboden. Die Erosion verlief ausgehend von dem oberhalb an den Schlag angrenzenden Waldstück, aus dem das Wasser mit gewaltiger Kraft über den Maisacker floss, die Kreisstraße K468 entlang in Richtung des Ortsteils Aumenau der Gemeinde Villmar hinunter bis auf die Leistenbachstraße L3063. Der Boden wurde durch die Hangtopografie des während der starken Niederschläge erosionsanfälligen Schlages hangabwärts in den Straßengraben und von dort teilweise über die Kreisstraße verlaufend bis ins Tal transportiert. Dort führte die Akkumulation des abgetragenen Bodens an der Landstraße und der örtlichen Bahnhofsstation zu beträchtlichen Off-Site-Schäden in der Ortschaft (Abb. 4-33). Der abgeschwemmte Boden wurde durch die Höhendifferenz von gut 100 m insgesamt über eine Strecke von mehr als einen Kilometer bergabwärts transportiert (Abb. 4-34 und Abb. 4-35).
Bereits im Jahr 2008 erreichte die erodierte Erde den örtlichen Bahnhof. Damals lief das Regenwasser über die Schläge „Pfaffengraben 4“ und „Bremsberg 2“ auf die Landstraße L3063 und erreichte zusammen mit dem Ackerboden ebenfalls den Bahnhof in Villmar/Aumenau (Abb. 4-33 und Abb. 4-35). Außerdem traten in 2008 auch Erosionen am Rand des Schlages „Über der Koppel“ und der Straße K468 auf. Im Jahr 1992 waren auf den Schlägen „Kreuz b“ und „Ofenloch 3“ in Richtung Hof Erosionserscheinungen zu verzeichnen (Abb. 4-33 und Abb. 4-35).

Die Erosionsverläufe in den Jahren 1992, 2008 und 2012 sind in der Karte aus der Ackerschlagkartei des Gladbacherhofes (Anbaujahr 2012) auf der nächsten Seite in Form von Pfeilen und Linien eingezeichnet (Abb. 4-33). Die Höhenlinien sind in der Liegenschaftskarte abgebildet (Abb. 4-34). Zusätzlich zu den markanten Erosionsereignissen der betreffenden Jahre ist der Höhenverlauf und die Streckenlänge zwischen „Eisensteinfeld 2“ und der L3063 in der Google Earth-Ansicht dargestellt (Abb. 4-35).



Nr. in Karte	Schlagname	Nr. in Karte	Schlagname	Nr. in Karte	Schlagname
01	Kreuz a	11	Langes Gewann 2a	21	Pfaffengraben 4
02	Kreuz b	12	Langes Gewann 2b	22	Bremsberg 1
03	Schöne Aussicht a	13	Eisensteinfeld 1	23	Bremsberg 2a
04	Schöne Aussicht b	14	Eisensteinfeld 2	24	Bremsberg 2b
05	Über der Koppel	15	Pfaffengraben 1a	25	Bremsberg 3
06	Ofenloch 1a	16	Pfaffengraben 1b	26	Bremsberg 4a
07	Ofenloch 1b	17	Pfaffengraben 2a	27	Bremsberg 4b
08	Ofenloch 2	18	Pfaffengraben 2b	28	Münsterer Str. 1
09	Ofenloch 3	19	Pfaffengraben 2c	29	Münsterer Str. 2
10	Langes Gewann 1	20	Pfaffengraben 3	30	Münsterer Str. 3 u. 4

Abb. 4-33: Rotationsbereiche des Kernbetriebes Gladbacherhof mit den darauf stehenden Feldfrüchten im Anbaujahr 2012 und den eingezeichneten Erosionsverläufen in den Jahren 1992, 2008 und 2012

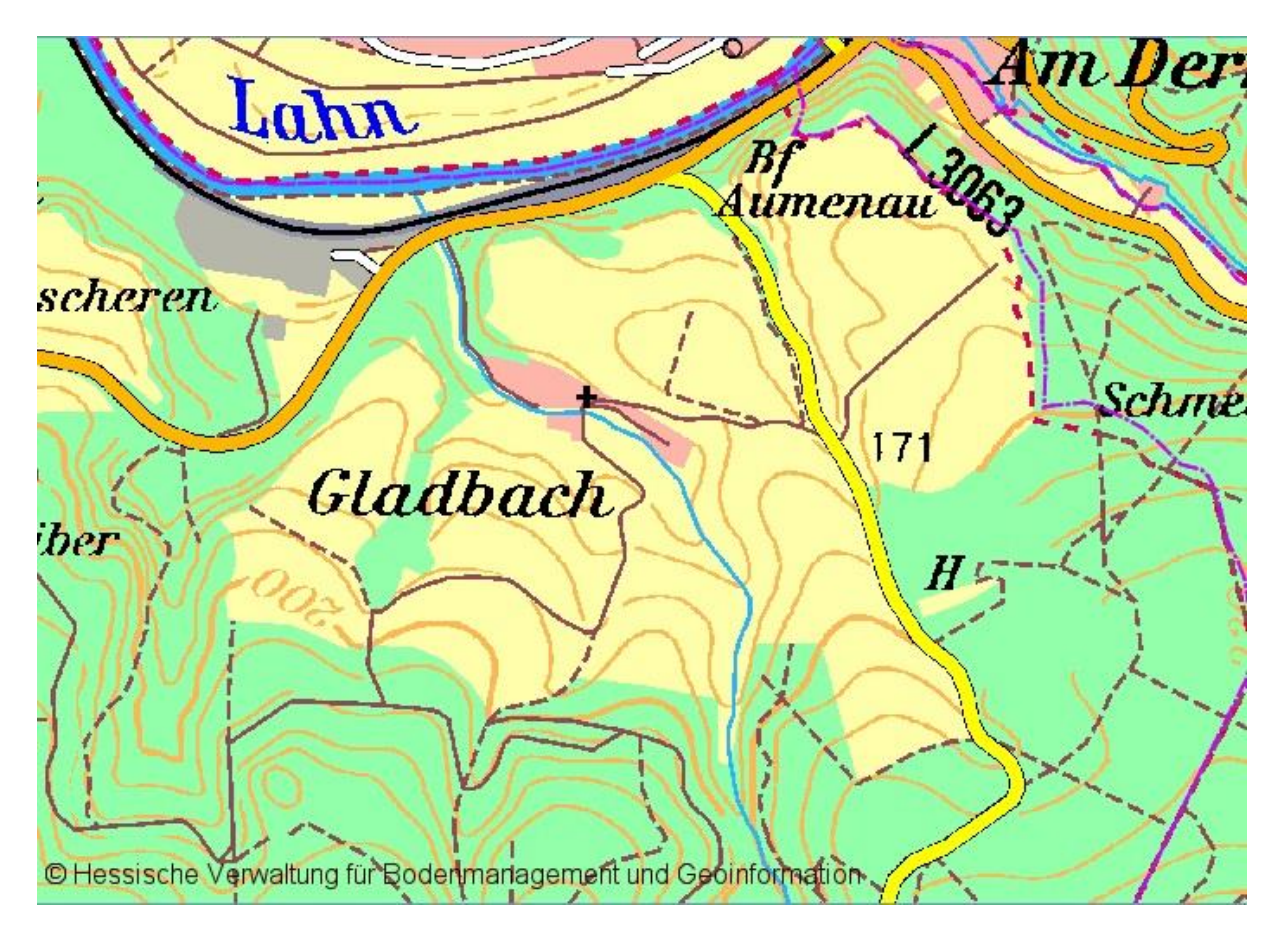


Abb. 4-34: Liegenschaftskarte Gladbacherhof (M.: 1:11600)

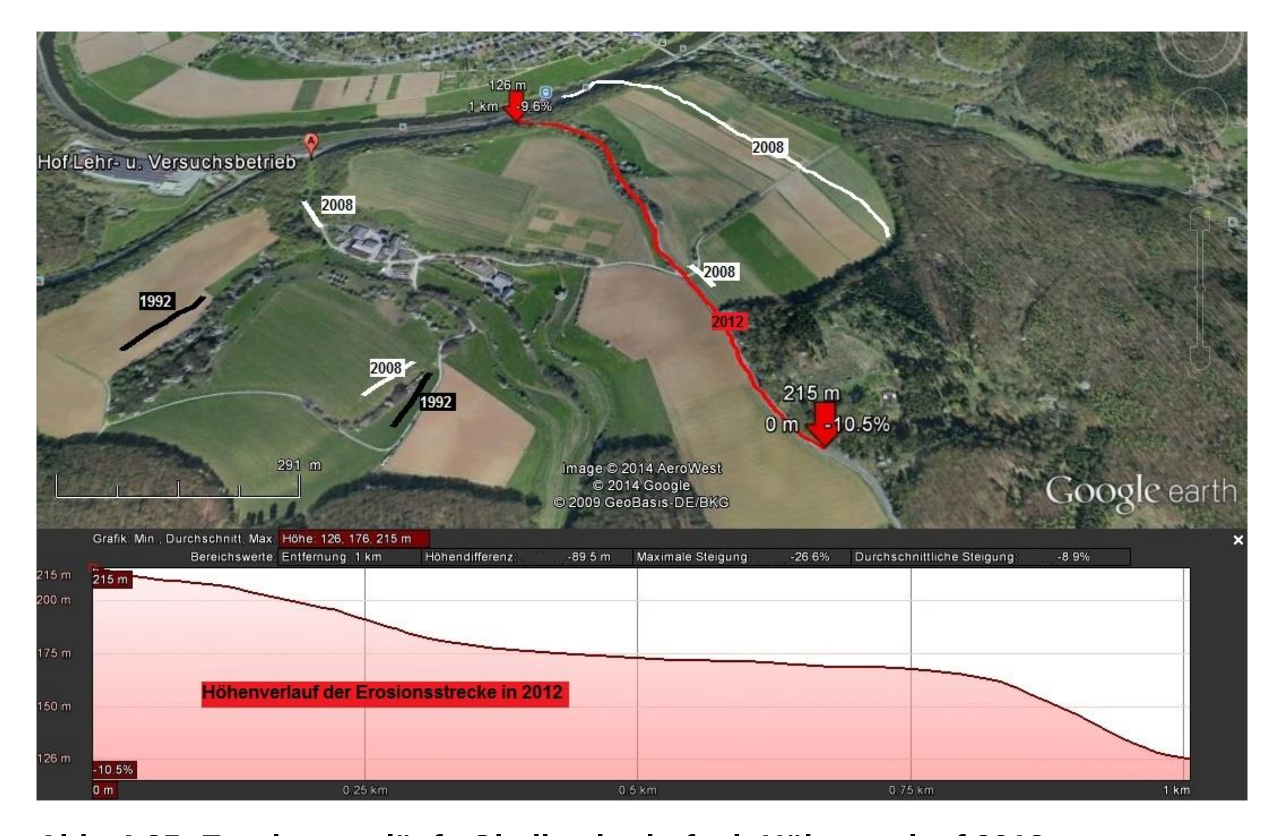


Abb. 4-35: Erosionsverläufe Gladbacherhof mit Höhenverlauf 2012

5 Ergebnisse der feldexperimentellen Arbeit

Die unter 4.1 dargelegten Erosionsereignisse auf dem Gladbacherhof waren Anlass für eine feldexperimentelle Arbeit zur Verbesserung des Erosionsschutzes in Reihenkulturen, insbesondere von Silomais. Das Ziel war den Boden durch eine Vegetationsdecke aus Vor- und Zwischenfrüchten vor, während und nach der Maissaat vor Wassererosion zu schützen, ohne dass dadurch der Silomaisertrag signifikant negativ beeinflusst wurde. In dem Versuch dienten als Untersaaten zwischen den Maisreihen Winterweizen (a_2), ein abfrierendes Sommerzwischenfruchtgemenge aus Wicke und Rettich (a_3 und a_4), sowie Inkarnat- (a_5) bzw. Weißklee (a_6) als nicht abfrierende Winterzwischenfrucht. Diese Varianten wurden mit der Kontrolle ohne Untersaat verglichen (Tab. 5-1). Eine detaillierte Versuchsdurchführung ist in tabellarischer Form im Anhang vorhanden (Tab. T-1).

Tab. 5-1: Versuchsaufbau mit dem Prüffaktor Vorfrüchte bzw. Untersaaten

a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Kontrolle	Winterweizen (*T. aestivum*)	Sommerwicke + Ölrettich (*Vicia sativa* + *Raphanus sativus*)		Inkarnatklee (*T. incarnatum*)	Weißklee (*T. repens*)
übliche Stoppelsaat zur Gründüngung im Herbst		Sommerzwischenfruchtgemenge (abfrierend)		Winterzwischenfrüchte (nicht abfrierend)	
Herbstfurche		keine Herbstfurche (konservierende Bodenbearbeitung)			

Im Folgenden werden die Ergebnisse der 2013 erhobenen und 2014 statistisch ausgewerteten Ertrags- und Bodenparameter der feldexperimentellen Arbeit präsentiert.

5.1 Ertragsparameter

Veränderungen der Ertragsleistungen sind bei einer Gegenüberstellung von üblichen und unkonventionellen Bewirtschaftungsweisen von entscheidender Bedeutsamkeit. Jegliche Bewirtschaftung mit positiven Auswirkungen z. B. für den Bodenschutz sollte stets wirtschaftlich rentabel genug sein und möglichst keine signifikant geringeren, sondern ebenso hohe oder wenn nicht sogar bessere Erträge erbringen (SCHULZ 2012). Deshalb wurden bei dem feldexperimentellen Versuch des Erosionsschutzes im Maisanbau überwiegend Ertragsgrößen für alle sechs Bewirtschaftungsvarianten gemessen. Diese Messergebnisse wurden anschließend auf signifikante Unterschiede in den Ertragsparametern zwischen der konventionellen und den fünf anderen Anbauvarianten untersucht und werden auf den folgenden Seiten vorgestellt.

5.1.1 Trockenmasseerträge der Gesamtpflanzen

Den signifikant höchsten Trockenmasseertrag erbrachte die Frässaat des Silomaises (ohne Herbstfurche) in einen nicht abfrierenden Winterzwischenfruchtbestand aus Inkarnatklee (a_5) mit gut 200 dt/ha, gefolgt von a_1 (Kontrollvariante mit Herbstfurche), a_3 (Frässaat des Silomaises in abgefrorenes Sommerzwischenfruchtgemenge aus Sommerwicke und Ölrettich ohne Herbstfurche, jedoch mit intensiver mechanischer Pflege) und a_4 (wie a_3, aber mit reduzierter mechanischer Pflege), die alle mit rund 179 (a_3), 175 (a_1) und 168 dt/ha (a_4) auf einem ähnlichen Ertragsniveau lagen. Die Variante a_6 mit der Frässaat von Silomais in Weißklee statt in Inkarnatklee unter Verwendung des Aufwuchs als Mulchdecke lag mit etwas weniger als 150 dt/ha Ertragsleistung um 51,20 dt/ha (34,3%) unter dem Ertragsniveau der Pendant-Variante a_5 und auch etwas unter dem Niveau der drei Varianten a_1, a_3 und a_4. Sehr deutlich abgeschlagen ist die Variante mit der Frässaat des Silomaises in die im zeitigen Frühjahr nach der Herbstfurche ausgesäte Winterweizenuntersaat mit ganzflächigem Striegeleinsatz vor und nach der Maissaat (a_2) mit einem zu den anderen Varianten eindeutig viel geringerem Ertrag von gerade einmal 24,7 dt/ha. Im Vergleich zur Kontrolle a_1 (175,1 dt/ha bzw. 100%) war der TM-Ertrag der Gesamtpflanzen von a_2 um mehr als 150 dt/ha bzw. um fast 86% niedriger. Die Ertragsleistung der Inkarnatkleevariante (a_5) war gegenüber a_1 hingegen um 25,3 dt/ha bzw. 14,5% höher (Tab. 5-2).

Tab. 5-2: TM-Ertrag Mais Gesamtpflanzen (dt/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	175,1	24,7	179,3	168,2	200,4	149,2
Gruppierung	ab	c	ab	ab	a	b
SE	12,29	10,29	15,30	3,25	5,06	1,25
LSD			42,70			
p-Wert			<,0001 ***			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.1.2 Pflanzenlängen

Die niedrige Ertragsleistung der Variante a_2 mit der Winterweizenuntersaat spiegelte sich auch in den äußerst kurzen Sprosslängen der Maispflanzen von 95,4 cm wieder. Die wesentlich größeren Maispflanzen aus den anderen Parzellen erreichten Wuchshöhen, die sich nicht signifikant unterschieden und im Mittel zwischen 217,4 cm bis 227,9 cm lagen. Die Differenz zwischen der Kontrollvariante a_1 (226,6 cm) und Variante a_2 mit den kürzesten Pflanzen betrug 131,2 cm bzw. gerundet 58% (Tab. 5-3).

Tab. 5-3: Pflanzenlänge Mais (cm)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	226,6	95,4	229,8	227,9	224,8	217,4
Gruppierung	a	b	a	a	a	a
SE	10,05	18,36	6,02	13,23	5,91	17,29
LSD			60,00			
p-Wert			<,0001 ***			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.1.3 Bestandesdichten

Die Bestandesdichten reichten im Durchschnitt von 8,0 (a_6) bis 9,5 Pflanzen/m^2 (a_3). Signifikante Unterschiede lagen insbesondere bei den Varianten a_3 und a_4 mit der höchsten Pflanzenanzahl pro Quadratmeter (Gruppe a) gegenüber der Variante a_6 (Gruppe c) mit der geringsten Bestandesdichte vor. Die Variante a_1 als auch a_2 mit je 9 Pflanzen/m^2 und Variante a_5 mit ca. 8 Pflanzen/m^2 befanden sich im Mittelfeld. Die größte Differenz von einer Pflanze/m^2 (10,8%) lag zwischen den Varianten a_1 und a_6 vor (Tab. 5-4).

Tab. 5-4: Anzahl Pflanzen pro m^2

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	9,0	9,0	9,5	9,4	8,3	8,0
Gruppierung	ab	abc	a	a	bc	c
SE	0,10	0,27	0,46	0,38	0,12	0,37
LSD			0,95			
p-Wert			0,0019 **			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.1.4 Trockenmasseerträge der Sprossmassen

Bei Betrachtung der Sprossmasseerträge unterschied sich wieder einzig die zweite Variante (a_2) mit etwas unter 10 dt/ha signifikant von den Trockenmasseerträgen der übrigen fünf Varianten, die vegetative Erträge zwischen 55,2 (a_6) und 74 dt/ha (a_3) erbrachten. Dieses Ergebnis war also konform mit denen zur Pflanzenlänge und zum Gesamtertrag. Der Sprossmasseertrag der a_2-Variante fiel im Vergleich zur Kontrolle a_1 mit 73,3 dt/ha um 63,5 dt/ha oder um 86,6% geringer aus (Tab. 5-5).

Tab. 5-5: TM-Ertrag Mais Pflanzen ohne Kolben (dt/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	73,3	9,8	74,0	70,0	74,8	55,2
Gruppierung	a	b	a	a	a	a
SE	5,04	3,19	5,68	1,70	5,66	3,24
LSD			22,05			
p-Wert			<,0001 ***			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.1.5 Trockenmasseerträge der Maiskolben

Die Trockenmasseerträge nur von den Kolben variierten wieder etwas stärker zwischen den einzelnen Varianten. Dabei schnitt die a_5-Variante mit 125,7 dt/ha Ertrag signifikant besser ab als die Variante a_6 mit 94 dt/ha. Die Varianten a_1 (102 dt/ha), a_3 (105 dt/ha) und a_4 (98 dt/ha) unterschieden sich nicht signifikant. Sie lagen im Kolbenertrag zwischen den beiden Klee-Varianten a_5 und a_6, die um 31,7 dt/ha (33,7%) auseinander lagen. Die Variante a_2 wies mit rund 15 dt/ha wieder einen deutlich niedrigeren TM-Ertrag auf als die übrigen Varianten. Der Unterschied zur a_5-Variante mit dem höchsten Ertrag betrug fast 111 dt/ha (745,1%) und zur Variante a_6, die sich relativ nah am Mittel von etwa 90 dt/ha, aber signifikant an vorletzter Stelle befindet, immerhin auch noch ca. 79 dt/ha (532,1%). Die Differenz im Kolbenertrag zwischen a_1 und a_2 betrug 86,9 dt/ha oder entsprechend 85,4%. Die Silomaisfrässaat übertraf die Kontrollvariante im Ertrag um 23,9 dt/ha bzw. um 23,5% (Tab. 5-6).

Tab. 5-6: TM-Ertrag Mais Pflanzen nur Kolben (dt/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	101,8	14,9	105,3	98,2	125,7	94,0
Gruppierung	ab	c	ab	ab	a	b
SE	8,83	7,21	9,73	2,82	8,56	2,42
LSD			31,27			
p-Wert			<,0001 ***			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.2 Bodenparameter

Die Auswertung der erhobenen N_{min}-Gehalte im Boden zeigt, unter welchen Anbauvarianten die höchsten und niedrigsten auswaschbaren N-Mengen vorliegen. Somit kann eine Aussage darüber getroffen werden, bei welchen Anbaumethoden die potenziellen Gefahren eines Eintrags von mineralischem Stickstoff in Oberflächengewässer und mit dem Sickerwasser ins Grundwasser nach erosiven Niederschlägen am größten sind. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass es sich bei den am 28. März 2013 entnommenen Bodenproben lediglich um eine Momentaufnahme dieses Stichtags handelt. Die Menge an mineralischem, pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden ist nämlich nicht konstant, sondern ändert sich ständig in Abhängigkeit von Umwelt- (Niederschlag, Temperatur etc.) und Bewirtschaftungseinflüssen (Anbau von Kulturarten, Düngung, Bodenbearbeitung, Ernte) innerhalb des Stickstoffkreislaufes.

5.2.1 N_{min}-Werte in 0 bis 30 cm Tiefe

In der obersten Bodenschicht, der bearbeiteten Ackerkrume (0 – 30 cm), war der N_{min}-Gehalt in der Kontrollvariante a_1 mit gut 51 kg/ha im Vergleich zu den übrigen Varianten signifikant am höchsten und in der Variante a_6 (Frässaat in Weißklee) mit ca. 7 kg/ha signifikant am niedrigsten. Die Varianten a_2 bis a_5 lagen ebenfalls mit signifikanten Unterschieden in den N_{min}-Werten zwischen a_1 und a_6. Dabei wies die Variante a_2 (Frässaat in WW-Untersaat) mit 35,5 kg/ha die zweithöchsten und Variante a_5 (Frässaat in Inkarnatklee) mit 13,7 kg/ha die zweitniedrigsten N_{min}-Werte auf. Der Unterschied zwischen dem höchsten (a_1) und dem niedrigsten Gehalt (a_6) lag in einer Größenordnung von 44,3 kg/ha. Dies entspricht einer Differenz von 86,3% (Tab. 5-7).

Tab. 5-7: N_{min} 0 – 30 cm (kg/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	51,4	35,5	25,3	30,6	13,7	7,1
Gruppierung	a	ab	bcd	bc	cd	d
SE	5,33	3,16	3,47	4,51	6,33	2,43
LSD			20,32			
p-Wert			0,0002 ***			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.2.2 N_{min}-Werte in 30 bis 60 cm Tiefe

Im mittleren Bodenhorizont (30 – 60 cm) waren ebenfalls in der Variante a_1 mit üblicher Herbstfurche die N_{min}-Werte am höchsten (36,4 kg/ha) und unter a_6 mit lediglich 7,6 kg/ha wieder signifikant am geringsten. Die Differenz lag hier bei 28,8 kg/ha bzw. 79,1%. Variante a_5 wies mit 13,3 kg/ha auch wieder relativ niedrige Stickstoff-Gehalte auf. Diese unterschieden sich ebenfalls signifikant zu a_1 (23,1 kg/ha oder 63,3% Differenz), allerdings nicht zu a_6. Die übrigen drei Varianten (a_2, a_3, a_4) lagen mit vergleichbaren N_{min}-Werten, die sich nicht signifikant unterschieden, zwischen dem N_{min}-Höchstwert von a_1 und den zwei signifikant kleinsten Gehalten aus den Kleeparzellen a_5 und a_6 (Tab. 5-8).

Tab. 5-8: N_{min} 30 – 60 cm (kg/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	36,4	19,7	18,0	20,3	13,3	7,6
Gruppierung	a	ab	ab	ab	b	b
SE	6,54	1,92	2,45	2,84	5,16	2,03
LSD			20,81			
p-Wert			0,0130 *			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant ($\alpha = 0,05$).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.2.3 N_{min}-Werte in 60 bis 90 cm Tiefe

Die unterste Bodenschicht (60 – 90 cm) wies keine signifikanten Unterschiede mehr in den N_{min}-Gehalten auf. Alle Varianten lagen auf einem ähnlich bis fast gleich hohem Stickstoffniveau. Dennoch wies bis in diese Bodentiefenstufe die Variante a_1 mit den 17 kg/ha an mineralischem Stickstoff einen tendenziell größeren Wert als die Variante a_6 mit rund 10 kg/ha auf. Außerdem lag die a_5-Vairante mit einem N_{min}-Wert von knapp 17 kg/ha gegenüber den anderen Bodenhorizonten etwas höher und fast so hoch wie die a_1-Variante. Der N_{min}-Gehalt aus a_1 war in dieser Bodentiefe hingegen niedriger als in den beiden darüber liegenden Bodenschichten. Bei einem Vergleich der drei Bodentiefen war generell von oben nach unten bei den Varianten a_1, a_2, a_3 und a_4 eine abnehmende Tendenz erkennbar, wohingegen sich in den übrigen beiden Klee-Varianten a_5 und a_6 eher ein zunehmender Trend in den N_{min}-Gehalten zeigte. Letztendlich lagen aber keine großen Abweichungen vom Mittelwert aller Varianten, der 14 kg/ha betrug, genauso wenig wie signifikante Abstände vor (Tab. 5-9).

Tab. 5-9: N_{min} 60 – 90 cm (kg/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	17,0	14,8	12,2	13,1	16,8	9,7
Gruppierung	a	a	a	a	a	a
SE	3,54	3,74	1,97	3,55	4,40	1,33
LSD			15,63			
p-Wert			0,5914 n. s.			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

5.2.4 N_{min}-Werte in 0 bis 90 cm Tiefe

In der folgenden Tab. 5-10 sind die N_{min}-Werte im gesamten Ackerboden für alle drei Tiefenstufen zusammengenommen aufgeführt. Die Standardvariante a_1 wies wie in den einzelnen Bodenhorizonten mit insgesamt rund 105 kg N_{min}/ha die signifikant höchsten N_{min}-Werte auf. Die niedrigsten Stickstoffgehalte waren unter den Varianten a_3 (55,5 kg/ha), a_5 (43,8 kg/ha) und a_6 mit lediglich 24,4 kg/ha zu finden. Die beiden Varianten a_2 (69,9 kg/ha) und a_4 (64,1 kg/ha) lagen mit ihren zweit- bzw. dritthöchsten N_{min}-Gehalten dazwischen. Der Abstand von der a_1-Kontrollvariante (höchster N_{min}-Wert) zur a_6-Vergleichsvariante (niedrigster N_{min}-Wert) war 80,3 kg/ha groß, mit einer 76,7%igen Differenz. Tendenziell war in den Böden mit der Weißklee-Variante am wenigsten und in den Böden mit der Inkarnatkleeuntersaat am zweitwenigsten mineralischer Stickstoff vorrätig (Tab. 5-10).

Tab. 5-10: N_{min} 0 – 90 cm (kg/ha)

	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
Mittelwert	104,7	69,9	55,5	64,1	43,8	24,4
Gruppierung	a	ab	b	ab	b	b
SE	14,68	7,95	7,22	9,41	12,47	5,57
LSD			49,18			
p-Wert			0,004 **			

Mittelwerte mit ungleicher Gruppierung unterscheiden sich signifikant (α = 0,05).
SE = Standard Error (Standardfehler)
LSD = Least Significant Difference (Kleinste signifikante Differenz)

6 Diskussion

In diesem Abschnitt wird vertiefend zum Wissensstand die aktuelle Erosionsproblematik sowie mögliche Lösungsansätze beurteilt. Die Ergebnisse der feldexperimentellen Arbeit werden diskutiert.

6.1 Anthropogene und physikalische Einflussfaktoren der Bodenerosion

Erosion durch Wasser und Wind ist primär ein natürliches Geschehen, das durch den Einfluss des Menschen verstärkt wird. Die geringe natürliche Bodenneubildungsrate kann die anthropogenen Erosionsfolgen der Landbewirtschaftung mit der periodischen Entfernung der schützenden Bodenbedeckung bei weitem nicht kompensieren und damit ist das Gleichgewicht zwischen Abtrag und Neubildung vehement gestört (BRAND-SASSEN 2004, MEIER 2010). Wird diese Beziehung so weit in Richtung Erosion verschoben, dass diese durch die Bodenneubildung nicht mehr ausgeglichen werden kann, tritt eine Bodendegradation und letztendlich Verwüstung ein (WAKATSUKI & RASYIDIN 1992).
Laut den Kalkulationen von WAKATSUKI & RASYIDIN (1992) liegt die Bodenneubildungsrate im Mittel bei 0,056 mm/ha*a bzw. 695 kg/ha*a in Relation zur mittleren Erosionsrate von 906 kg/ha*a. Unter Berücksichtigung des sehr langsamen Bodenneubildungsprozesses, der die Gesteinsverwitterung und Anreicherung organischer Substanz umfasst, wird jeder Bodenverlust über 1 t/ha*a als irreversibel innerhalb einer Zeitspanne von 50 bis 100 Jahren angesehen. Dadurch wird der Boden zu einer endlichen, nicht-erneuerbaren Ressource und ihr Verlust ist endgültig (EEA 1999, GOBIN et al. 2004).
Die tolerierbare Bodenerosionsrate[29] wird von VERHEIJEN et al. (2009) in Anbetracht der Bodenneubildung durch Verwitterung (Ausgangsmaterial, Klima, Landnutzung) und Staubablagerung (geografische Lage, Entstehungsort) für Europa zwischen 0,3 bis 1,4 t/ha*a angesiedelt. Die geschätzten Raten der tatsächlichen Bodenerosion unter Berücksichtigung der Faktoren Standort (Bodentyp, Hang, Klima) und Bewirtschaftung (Bodenbedeckung, Bodenbearbeitungs- und Anbaumanagement) liegen mit ca. 3 bis 40 t/ha*a wesentlich über der Bodenneubildungsrate von minimal 0,3 und maximal 1,4 t/ha*a. Die Problematik besteht darin, dass angesichts

[29] VERHEIJEN et al. (2009) definieren die tolerierbare Bodenerosion als „jede tatsächliche Bodenerosionsrate bei der keine Verschlechterung oder kein Verlust einer oder mehrere Bodenfunktionen auftritt.“ Mit der tatsächlichen Bodenerosion ist „die Gesamthöhe des Bodenverlusts durch alle erkannten Erosionstypen“ gemeint (VERHEIJEN et al. 2009).

anthropogener Einflüsse (Intensivierung der Landbewirtschaftung durch schwere Maschinen mit hohen Radlasten, wendende Bodenbearbeitung, Ausdehnung uniform bestellter Flächen, Ausweitung des Energiepflanzenanbaus, v. a. von Silomais auf zunehmend ungeeigneten Standorten), sowie des Klimawandels mit seiner Zunahme außergewöhnlicher Starkniederschlagsereignisse die tolerierbare Erosionsrate weitaus überschritten wird (VERHEIJEN et al. 2009).
In den letzten Dekaden wurde der Silomaisanbau stark ausgeweitet. Dies liegt an seiner zentralen Bedeutung als Futterlieferant in der Tierhaltung und als Substrat für Biogasanlagen. Darüber hinaus ersetzt er oftmals auf abschüssigen Flächen die ehemalige Weidehaltung. Silomais bedeckt jedoch als Reihenkultur mit einem Reihenabstand von 75 cm den Boden nur unzureichend und kann ihn aufgrund seiner späten Entwicklung bei erosiven Niederschlägen nicht vor Abtragung bewahren (BRAND-SASSEN 2004, LALOY & BIELDERS 2010).

Die wichtigsten physikalischen Faktoren, welche die Bodenerosion beeinflussen, sind Klima (insbesondere Niederschlag), Topografie (v. a. die Hangneigung und -länge), spezifische Bodeneigenschaften (Bodentyp, Bodenempfindlichkeit) und Bodenbedeckung (Art, Zeitpunkt und Dauer der Vegetationsbedeckung) in Verbindung mit dem Landnutzungsmanagement (GOBIN et al. 2004).
Der Zustand des Bodens ist von maßgeblicher Bedeutung und stets mit zu berücksichtigen. Je nach Textur, Struktur, Feuchte, Rauheit und Gehalt an organischer Substanz unterscheiden sich die Böden in ihrer Widerstandsfähigkeit gegenüber Erosion (JEBARI et al. 2012). Laut BRYAN (2000) wird die Widerstandsfähigkeit gegenüber erosiven Kräften (Regentropfen- und Runoffenergie) in erster Linie durch die Bodeneigenschaften bestimmt. Ein Monitoring der Böden, die als lebensnotwendige und nicht erneuerbare Ressource einen elementaren Beitrag für die Ökosysteme, für die Gesellschaft und das (Über-)Leben der Menschen leisten, ist demnach für die Früherkennung von Bodenqualitätsveränderungen unumgänglich (MORVAN et al. 2008).
Beispielsweise ist für SCHERER et al. (2012) die Gefahr, dass Aggregate zerfallen, üblicherweise bei sehr hohen genauso wie bei sehr geringen Anfangswassergehalten der Böden erhöht, aber die Anbauweise bzw. die Art der Bodenbearbeitung der Haupteinflussfaktor der Bodenerosion. In einer älteren Studie kamen MBAGWU & AUERSWALD (1999) bereits zu einem ähnlichen Ergebnis, nämlich dass die Landnutzung einen stärkeren Einfluss auf die Infiltrationsstabilität als die eigentlichen Bodeneigenschaften hat. Und auch KOSMAS et al. (1997) stellten in der Mittelmeerregion den eminenten Einfluss der Landnutzung auf Erosion und Runoff fest. CERDAN et al. (2006) und CERDAN et al. (2010) sehen schließlich in der Landbewirtschaftung und damit in der Bodenbedeckung den entscheidenden Einflussfaktor auf die Erosionsrate, die unter Brache am höchsten ist.

6.2 Gesetzliche Ansätze und Regelungen zum Erosionsschutz

Die Bewahrung des Bodens vor der Schädigung durch Erosion gewinnt erst seit kurzem in europa-, bundes- und landesweiten Gesetzen und Verordnungen zum Bodenschutz immer mehr an Beachtung und Gewichtigkeit.

Ein Umsetzungsbeispiel sind die am 01.07.2010 im Rahmen der Cross Compliance Verpflichtungen in Kraft getretenen neuen Anforderungen zur Erosionsvermeidung. Dieses neue Regelwerk beinhaltet die Erosionsschutzmaßnahmen für einzelne, gefährdete Ackerflächen. Die Flächen werden nach dem Grad der Erosionsgefährdung in drei Wasser- und zwei Winderosionsstufen (Gefährdungsklassen) unterteilt. Die Erosionsgefährdungsklassen für Wassererosion sind: CC-Wasser 0 (keine Erosionsgefährdung), CC-Wasser 1 (Erosionsgefährdung) und CC-Wasser 2 (hohe Erosionsgefährdung). Für Ackerflächen in CC-Wasser-Klasse 0 sind keine Erosionsschutzmaßnahmen verpflichtend. Auf CC-Wasser-1-Flächen gilt ein Pflugverbot vom 1. Dezember bis 15. Februar, außer wenn eine Bewirtschaftung quer zum Hang erfolgt. Diese Ausnahmeregelung besteht für CC-Wasser-2-Flächen nicht. Außerdem darf in dieser Gefährdungsklasse mit hoher Erosionsgefahr zwischen dem 16. Februar und 30. November nicht gepflügt werden, wenn direkt nach dem Pflügen keine Aussaat erfolgt. Reihenkulturen[30], die mit einem Reihenabstand von 45 cm und mehr ausgesät werden, sind ohne vorherigen Pflugeinsatz anzubauen. Bei Mais und Zuckerrüben dürfen unter bestimmten Bedingungen Erosionsschutzstreifen auf Flächen der Stufe 1 und 2 errichtet werden. Ferner ist das Entfernen von Terrassen verboten (StMELF Bayern 2014).
Die Anforderungen können von Bundesland zu Bundesland in der Daten- und Berechnungsbasis sowie in den Bewirtschaftungsauflagen leicht variieren (BRANDHUBER 2010b). In allen Bundesländern Deutschlands müssen aber gemäß Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung der EU parzellenscharfe Karten der potenziellen Erosionsgefährdung (Erosionsgefährdungskataster) vorhanden sein (GISLER et al. 2011). Der Erosionsgefährdungskataster enthält alle aufgrund ihrer Bodenart und Hangneigung potenziell erosionsgefährdeten Feldstücke für die Legitimation verpflichtender Erosionsschutzmaßnahmen nach der CC-Wasser 1- oder CC-Wasser 2-Gefährdungsklasse (KREITMAYR & MAYR 2010).

[30] Mit Reihenkultur ist hier der Reihenabstand (≥ 45 cm) und nicht konkret die Kulturart gemeint. Mais, der in engeren Reihen gesät wird, zählt z. B. nicht zu Reihenkulturen und kann nach dem 15. Februar auf CC-Wasser-2-Schlägen konventionell mit Pflugfurche angebaut werden (BRANDHUBER 2010a).

6.3 Beurteilung der möglichen durch Bodenerosion verursachten Schäden

Die Konsequenzen des Bodenabtrages sind Schäden sowohl auf den Abtragsflächen (On-Site-Schäden) als auch auf anliegenden Flächen abseits der Ausgangsflächen (Off-Site-Schäden).
Auf dem betroffenen Schlag müssen Ertragsreduktionen durch Störung und Ausfälle in der Pflanzenentwicklung sowie ein Kosten- und Arbeitsaufwand für den Ersatz von Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln in Kauf genommen werden. Darüber hinaus ist ein Ausgleich bzw. eine Begrenzung der durch die Bodenverlagerung verursachten Schäden vorzunehmen. Langfristig gehen Fruchtbarkeit, Gründigkeit und damit die Produktivität des Bodens verloren. Die Folgen sind andauernde Ertragseinbußen, langwierige und kostspielige Meliorationsmaßnahmen oder sogar eine Nutzungsänderung bis hin zur Aufgabe der Flächen, die mit erheblichen Wertverlusten verbunden ist. Eine andauernde, schleichende Erosion, die über die Zeit zu irreversiblen Bodenverlusten führt und die ökologischen Bodenfunktionen wie Biomasseproduktion und Filterkapazität vermindert, wird augenscheinlich nur bedingt wahrgenommen und ist an Ort und Stelle schwer quantifizierbar. Unmittelbar sichtbare On-Site-Schäden werden in Europa oft durch Düngergaben kompensiert und somit maskiert. Die On-Site-Schäden wirken sich auch auf die benachbarten Flächen aus. Auf ihnen kann es zu Ertragsminderungen und einem Mehraufwand durch Ausgleichsmaßnahmen kommen. Ein besonders bedeutsamer und oft vorkommender Off-Site-Schaden ist die durch Sediment- und Stoffeinträge (Dünger, Pestizide) verursachte Eutrophierung von Gewässern. Über die durch Schadstoffakkumulationen entstehenden Wasserqualitätsprobleme hinaus werden durch die Bodendepositionen z. B. Dämme verfüllt. Je häufiger Wege, Straßen und Bauwerke Schaden nehmen, umso mehr schwindet langfristig die Attraktivität der Kulturlandschaft für Gesellschaft und Tourismus. Diese negativen externen Effekte sind aber überaus schwierig bewertbar (BRAND-SASSEN 2004, GOBIN et al. 2004).

Die aus der Dissertation von BRAND-SASSEN (2004) abgewandelte Abb. 6-1 fasst die ökonomischen Folgen der Bodenerosion nochmals kategorisch zusammen.

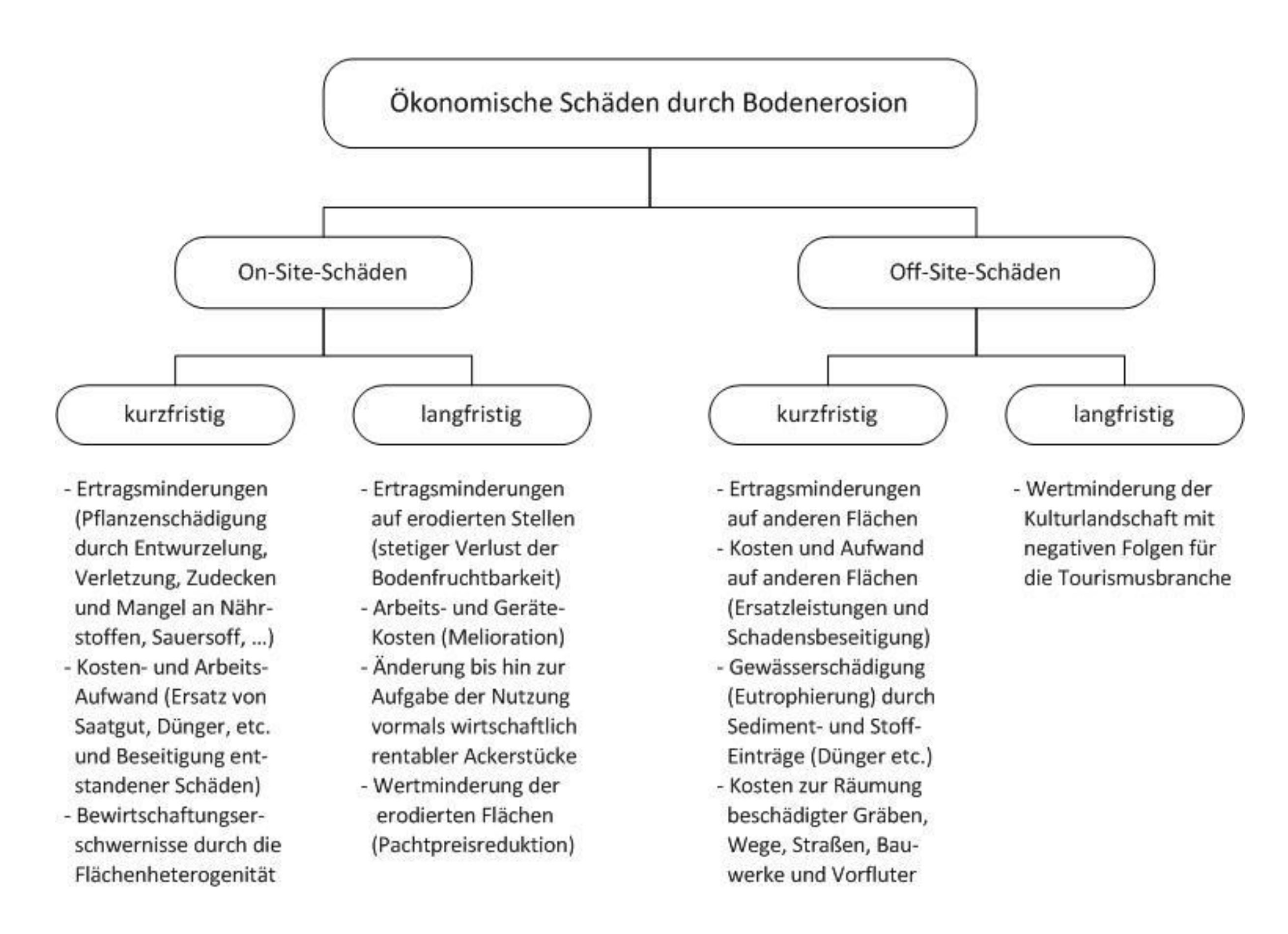


Abb. 6-1: Schematische Darstellung der ökonomischen Schäden durch Erosion des Bodens, verändert nach BRAND-SASSEN (2004), S. 14

6.4 Beurteilung der zur Erosionsabschätzung anwendbaren Modellansätze

Der Aufwand für die Quantifizierung der Bodenerosion, um die Effekte der Landbewirtschaftung auf das Erosionsgeschehen und das damit verbundene Gefährdungspotenzial zu prognostizieren, ist sehr groß. Dies ist u. a. in den vielen Einflussfaktoren mit ihrem unterschiedlich starken Einfluss auf das Gesamtbild der Erosion sowie in einer differenzierten Betrachtung der Zeit- und Flächeneinheiten begründet. Das den Abtragsumfang bestimmende komplexe Zusammenspiel zwischen Bodenbedingungen, Bewuchs und Umweltfaktoren erschwert eine zuverlässige Vorhersage des Erosionsrisikos (PARK et al. 2011). „Bodenerosion in Deutschland muss regional beurteilt werden, da nur unter Beachtung der regionsspezifischen Ursachen und Formen eine zutreffende Indikation erfolgen kann. Andernfalls kommt es zu einer Über- oder Unterschätzung der Risiken und Folgen“ (FRIELINGHAUS et al. 1999b).

Um die Auswirkungen der Landwirtschaft auf Bodenerosion mit Hilfe von Modellen zu prognostizieren, müssen alle notwendigen Basisdaten vorliegen und auf Einfachheit

und Vollständigkeit geprüft werden. Zu beachten ist, dass die Verfügbarkeit der Basisdaten hinsichtlich Qualität und Quantität von Region zu Region stark variiert. Hinzu kommt die Schwierigkeit, dass für die Erfassung der Eintrittshäufigkeit und Stärke der Witterungseinflüsse, welche in Raum und Zeit äußerst inhomogen sind, die Standortdaten großflächig und über lange Zeiträume erhoben werden müssen und die aus unterschiedlichen Feldbeobachtungen und Messverfahren erworbenen Ergebnisse schlecht vergleichbar sind (GOBIN et al. 2004).
AUERSWALD et al. (2009) kritisieren in einer Meta-Analyse über Flächen- und Rillenerosion in Deutschland, dass die Erosionsraten unter Freilandbedingungen mit natürlichen Niederschlägen aus den bisherigen Studien nicht exakt die Wirklichkeit abbilden. Denn häufig führen die publizierten Daten zu fehlerhaften Erosionsraten, da sie die tatsächlichen Landnutzungs- und Klimabedingungen nicht richtig repräsentieren. Die Gründe dafür sehen die Verfasser darin, dass (i) große Niederschlagsereignisse entweder zu stark oder zu schwach berücksichtigt werden, (ii) Schwarzbrache zu oft als Kontrollvariante verwendet wird und dies nicht der eigentlichen Landnutzung entspricht, (iii) Hanglagen nicht im richtigen Verhältnis zum Flachland berücksichtigt werden, (iv) Plots verglichen mit echten Ackerflächen oft viel kleiner sind und (v) diese vorwiegend in Gebieten mit verhältnismäßig hoher Regenerosivität liegen. Die Ungenauigkeiten der Berechnungsfaktoren verzerren die wirklichen Erosionsraten. In den Studien wurden häufiger hoch erosive Oberflächen auf kürzeren Plots als Oberflächen mit geringer Erosivität untersucht (AUERSWALD et al. 2009). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen CERDAN et al. (2006) & CERDAN et al. (2010). Sie vergleichen die Bodenerosionsraten innerhalb von Europa und gehen dabei ebenfalls von über- oder unterschätzten Erosionsraten aus. Dies begründen sie damit, dass die Studien häufig in Gebieten durchgeführt werden, in denen man signifikante Erosionsproblematiken erwartet, die Plot-Studien wegen der räumlichen Begrenzung nicht das gesamte Erosionsgeschehen in einer Landschaft wiedergeben und die vegetationslosen Böden überrepräsentiert sind.
AUERSWALD et al. (2009) hinterfragen, ob Daten aus älteren Studien die Erosion immer noch unter den jetzigen Bodennutzungs- und Klimabedingungen widerspiegeln. Aus ihrer Sicht sollten für die Erfassung der hohen zeitlichen Variabilität der Erosionsereignisse langfristigere Studien durchgeführt werden. Beispielsweise sind Langzeitdaten besser für eine Bewertung des Einflusses der Hangtopografie unter gleichen Bewirtschaftungsbedingungen geeignet (AUERSWALD et al. 2009).

Zur Abschätzung des potenziellen und tatsächlichen Erosionsrisikos und der damit verbundenen Einträge in die Umwelt sind zahlreiche Modelle und Verfahren entwickelt bzw. überarbeitet worden (DEUMLICH et al. 2006). Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Anzahl der Erosionsmodelle in jüngster Zeit stark angestiegen ist. Jedes Modell hat individuelle Stärken und Schwächen, Vor- und Nachteile, Grenzen

und Möglichkeiten. Die Unterschiede der Modelle liegen grundsätzlich (i) in ihrer unterschiedlichen Komplexität (einfache empirische bis hin zu anspruchsvollen physikalischen Modellen), (ii) in der räumlichen (Schlag, Einzugsgebiet, Region) und zeitlichen (Einzelereignis oder langfristige Beobachtung) Ausdehnung der betrachteten Prozesse (Loslösung, Transport, Akkumulation), (iii) in der für ihre Kalibrierung und Nutzung erforderlichen Datenmenge und (iv) in den Informationen, die sie ausgeben. Aus diesen Gründen gibt es auch nicht das „ultimative Erosionsprognosemodell" für alle Fälle. Welches Modell sich für die jeweilige Situation am besten eignet, hängt von der beabsichtigten Verwendung, den Standortbedingungen, der verfügbaren Datenmenge, den Zielen der Nutzer (einschließlich der Anwenderfreundlichkeit), sowie von der Form der Ergebnisdarstellung (z. B. Werttabellen, Karten etc.) ab (MERRITT et al. 2003, PRASUHN et al. 2013, VOLK et al. 2010).
FRIELINGHAUS et al. (1999b) empfehlen, das Modell mit der richtigen Funktionalität und dem passenden Raum- und Zeitbezug zu verwenden, sofern bekannte Standortbedingungen vorliegen, eine gute Datenbasis vorhanden ist und zuvor kalibriert wurde. Wenn die Modellwahl nicht den standortrelevanten Problematiken und einer aussagefähigen Auflösung entspricht, kann es ansonsten zu „Fehlschätzungen und -interpretationen" kommen (FRIELINGHAUS et al. 1999b).

Erosionsmodelle lassen sich prinzipiell in zwei unterschiedliche Modelltypen gliedern: Die empirischen und physikalischen Modelle. Empirische Modelle wie z. B. die ABAG haben durch ihre simple Struktur mit relativ wenigen Parametern den Vorteil einer einfachen Handhabbarkeit und guten Praxiseignung. Mit ihnen können die durch Erosion ausgelösten On-Site-Schäden gut prognostiziert werden. Allerdings weisen sie lediglich die langfristigen, mittleren Bodenabträge aus. Einzelne für die Erosion entscheidende Regenfälle können genauso wenig erfasst werden, wie Transport- oder Depositionsprozesse und damit die Off-Site-Schäden. Ihre Validität ist auf die in der Entwicklungsphase definierten Voraussetzungen und der dadurch nur bedingten Übertragbarkeit auf andere Standortbedingungen beschränkt. Daher sind ihre Ergebnisse zwar mit wenig Daten- und Analyseansprüchen verbunden, liefern aber nur eine erste Einschätzung des Erosionspotenzials. Physikalische Modelle wie z. B. EROSION 3D oder WEPP erfordern hingegen eine Vielzahl an Eingangsdaten und Parametern mit einem höheren rechentechnischen Aufwand zur Verarbeitung der großen Datenmenge. Als Gegenleistung werden sowohl On-Site- als auch Off-Site-Schäden und alle Erosionsteilprozesse von der Loslösung über den Transport bis hin zur Deposition des Bodens mit einer besseren räumlichen und zeitlichen Auflösung auch für einzelne Ereignisse abgebildet. Daraus ist ableitbar, dass mit ansteigender Komplexität der prozessorientierten Erosionsmodelle die Exaktheit und Wirklichkeitsnähe der Prognosen zunimmt (SIEBRECHT 2010, STRAUSS et al. 2010).

Die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) ist das häufigste verwendete, am besten validierte und an die heimischen Voraussetzungen angepasste, empirische Erosionsmodell mit einer sehr guten Anwenderfreundlichkeit (SIEBRECHT et al. 2009, SIEBRECHT & KAINZ 2009). Sie ermöglicht mit Hilfe einer einfachen, nur sechs Faktoren umfassenden Gleichung mit deutschlandweit vorhandenen Parametern und leicht zu erfassenden Daten eine Erosionsabschätzung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Anbausysteme. Der Bodenabtrag (in t ha^{-1} a^{-1}) als einfach nachvollziehbares, interpretierbares und vergleichbares Ergebnis ist auf dem Feld mit einem handelsüblichen Taschenrechner berechenbar (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1988). Inzwischen gibt es bereits eine PC-ABAG-Version für Smartphones und andere Handgeräte (ABAG-interaktiv), die innerhalb Deutschlands und dessen Nachbarländern Schweiz, Österreich und Polen anwendbar ist (AUERSWALD & BRANDHUBER 2013). Die ABAG kann mit geografischen Informationssystemen wie z. B. dem digitalen Geländemodell ARC/INFO-TIN-EROSION zu der differenzierenden ABAG verknüpft werden. Diese dABAG ist nicht nur im Feldmaßstab, sondern auch auf Flurstücken anwendbar und bietet als wichtige Grundlage für die Planungsentscheidung die Möglichkeit, durch Alternativberechnungen den Einfluss von Parzellierung, Bewirtschaftung und Vorbeugungsmaßnahmen auf das Erosionsrisiko abzuschätzen (BREBURDA & RICHTER 1998, KAGERER & AUERSWALD 1997). Die ABAG ist zudem des Öfteren ein Grundbaustein komplexerer Modelle, sodass der langfristige Einfluss einer Veränderung in der Bewirtschaftungsweise auf die anfallenden Wasser- und Sedimentmengen in größeren Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Böden, Topografien und Landnutzungen ermittelt werden kann (DEUMLICH et al. 2006). Angesichts des schlichten Aufbaus der ABAG wurde und wird sie über die Jahre selbst immer wieder ausgebaut und ständig an weitere Voraussetzungen adaptiert (AUERSWALD & SCHERTMANN 1988). Hieraus erschließt sich, dass diese Erosionsgleichung und ihre Anwendersoftware (App) trotz ihrer Schwachpunkte (keine Möglichkeit der Berechnung linearer und durch Schneeschmelze ausgelöster Erosionsformen, sowie von Off-Site-Schäden) noch am besten für die landwirtschaftliche Praxis und Beratung geeignet ist. Dies spiegelt sich JEBARI et al. (2012) zufolge in der Tatsache wider, dass seit mehreren Jahrzehnten die USLE und in jüngster Zeit auch die RUSLE von RENARD et al. (1997) die am häufigsten angewandten Modelle zur Schätzung des jährlichen Bodenverlusts aus der Regenerosivität, Topografie und Landnutzung sind. ZHANG et al. (2013) sehen in der einfachen, robusten Struktur der Gleichungen sowie in ihren Erfolgen bei der Vorhersage der durchschnittlichen, langfristigen Erosion auf gleichförmigen Hängen oder Feldeinheiten die Hauptgründen dafür, weshalb die USLE und die verbesserte USLE ungeachtet ihrer Mängel und Grenzen noch immer die gebräuchlichsten Gleichungen zur Abschätzung der potenziellen Bodenerosion sind. PRASUHN et al. (2013) begründen

ebenfalls die weite Verbreitung dieser Gleichungen mit den geringen Daten- und Rechenanforderungen als auch mit dem klaren und robusten Modellaufbau. Dies erlaubt nicht nur eine Einschätzung des Umfangs und der Verbreitung des langfristigen Bodenerosionsrisikos, sondern auch eine Verbesserung und Abwandlung einzelner Faktoren der USLE. Auf diese Weise ist aus der USLE die RUSLE hervorgegangen und hat heute die USLE in den meisten Fällen ersetzt. Beide Modelle bestehen aus denselben Faktoren und derselben Formel. Die RUSLE ist jedoch prozessbasierter und erweist sich in ihrer Handhabung bei der Erhebung und Verarbeitung einer umfassenderen Datenmenge zur Bewirtschaftung als anspruchsvoller (PRASUHN et al. 2013, SIEBRECHT et al. 2009). Sie ermöglicht die Vorhersage der durchschnittlichen jährlichen Bodenerosionsrate am Untersuchungsstandort für eine beliebige Anzahl von Szenarien. Diese umfassen die Anbausysteme, Managementpraktiken und Erosionsschutzmaßnahmen. Hierfür gehen die mit der Wassererosion zusammenhängenden vier physikalischen Parameter Regenerosivität, Bodenerodibilität, Topografie und Flächennutzung in das RUSLE-Modell ein (NYAKATAWA et al. 2007). Damit könnte die RUSLE eher als die USLE, die ursprünglich nur für die USA bzw. unter den dortigen Verhältnissen entwickelt und dann in anderen Ländern z. T. nicht richtig angeglichen worden ist (KINNELL 2010), in einer Vielzahl von Gebieten angewendet werden (PARK et al. 2011).
In Amerika hat sich seit einiger Zeit eine weitere Modifikation aus der USLE-Familie, die RUSLE2, behauptet. Die moderne und leistungsstarke RUSLE2 ist charakterisiert durch ihre Fähigkeit, über eine neue Zeitrelation einzelne Gleichungskomponenten im Tagesintervall sowie die Menge und Geschwindigkeit der transportierten und abgelagerten Sedimentfracht des Runoffs mittels Integration einer Depositionsgleichung berechnen zu können (FOSTER et al. 2003, SIEBRECHT et al. 2009). Daneben gibt es mittlerweile unter den USLE-Variationen auch solche, die beispielshalber für Monats- (NIGEL & RUGHOOPUTH 2010), Einzelereignis- (KINNELL 2010) und Zukunftsprognosen (PARK et al. 2011) zum Einsatz kommen (PRASUHN et al. 2013).

Erforderlichenfalls kann auf eines der vielen physikalischen Modelle, das die Schwachpunkte der ABAG/USLE und ihrer Verwandten, z. B. die weniger detaillierte Einbeziehung des Oberflächenabflusses (KINNELL 2010), tilgt, zurückgegriffen werden. Die physikalischen Modelle weisen aber wiederum andere Nachteile (hoher Arbeitsaufwand und spezifische Anwendungskenntnisse) auf. Grundsätzlich sollten laut EVANS & BRAZIER (2005) auch physikalisch-basierende Erosionsmodelle unbedingt die von Feldbeobachtungen und -messungen gewonnenen Informationen bei der Prognose mit einbeziehen, damit es zu keiner Fehleinschätzung kommt.
Ferner weisen FIENER & AUERSWALD (2007) darauf hin, die mit dem Bodenschutz zusammenhängenden carry-over Effekte bei der Wassererosionsmodellierung sowie bei der Fruchtfolgeoptimierung stärker einzubeziehen.

Letzten Endes kann allein aufgrund der großen Diskontinuität des Erosionsprozesses, der einem vielschichtigen Wirkungsgefüge unterliegt, kein Modell alle Anforderungen (einfache Anwendbarkeit, gute Praxistauglichkeit, wenig Arbeitszeit- und Kostenaufwand für Parametrisierung, Datenbeschaffung und -verarbeitung, scharfe Abbildung des standörtlichen Erosionsrisikos durch hohe räumliche und zeitliche Auflösung sowie Sensibilität bezüglich der unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen, Simulation realistischer Szenarien usw.) vollkommen erfüllen, sondern es gilt den richtigen Kompromiss zwischen Aufwand und Ergebnis zu finden (SIEBRECHT 2010).

6.5 Beurteilung und Abschätzung der Einflüsse des Klimawandels auf Bodenerosion

MIRSCHEL et al. (2006) schreiben, dass sich das Klima global gewandelt hat und in letzter Zeit ein Anstieg von Niederschlagsereignissen verzeichnet wird. Es treten hohe Niederschlagsintensitäten mit einem entsprechend großen Potenzial für Oberflächenverschlämmung und hohen Bodentransportniveaus auf.
Von besonderer Bedeutung ist dies in hügelreichen Regionen, in denen die Fruchtfolge auf bewirtschafteten Hängen Perioden ohne eine ausreichende Bodenbedeckung durch Pflanzen oder ihrer Rückstände beinhaltet. Für diese Ackerbaugebiete ist die Abschätzung des Bodenerosionspotenzials unter verschiedenen Landnutzungsszenarien und Klimabedingungen nachdrücklich anzuraten. Das potenzielle Bodenerosionsrisiko hängt dabei stark von der Landstruktur, den Bodenzuständen (Textur, Verdichtung etc.), der Vegetationsdecke (als ein Resultat der Landnutzung) und den Wetter- bzw. Klimaverhältnissen ab (MIRSCHEL et al. 2006).

Der entscheidende Faktor, der darüber bestimmt, ob es zum Oberflächenabfluss und Bodenabtrag kommt, ist die Intensität der Starkregen (DEUMLICH 1999) sowie der Zeitpunkt, zu dem diese im Verlauf der Vegetationsperiode eintreten (AUERSWALD 1996). Denn auch weniger starke Regen können auf einer unbedeckten Bodenoberfläche Erosionen auslösen. Darum ist es günstig, wenn zwischen der Bodenbearbeitung und einem anschließenden Starkregen ein möglichst langer Zeitraum liegt (AUERSWALD 1996) und der Boden zu diesem Zeitpunkt geschützt ist.
In Deutschland treten Niederschläge mit der höchsten Erosivität in den Sommermonaten von Mai bis August und zum Teil noch im September auf (AUERSWALD 1996, DEUMLICH 1999). Im Winter sind Schneeschmelze und auf gefrorenen Boden treffende Niederschläge für die Erosion relevant, jedoch bisher weniger gut erforscht (DEUMLICH 1999). Die Wassererosion während der Vegetationszeit wird entweder durch seltene Extremniederschlagsereignisse und/oder durch normale, kontinuierliche Regenfälle ausgelöst, sofern ihre Menge und Intensität ausreicht (AUERSWALD

1996, DEUMLICH 1999).
Um das sich wandelnde Klima mit den negativen direkten (Anstieg der erosiven Kraft des Niederschlags) und indirekten (Veränderungen in der Pflanzenbiomasse und Landnutzung) Effekten auf die Häufigkeit und Tragweite der Bodenerosion z. B. bei der Beratung über angehende Bodenschutzverfahren mit einzukalkulieren, erscheint für MULLAN (2013) und MULLAN et al. (2012) eine Modellierung zukünftiger, relativer Bodenerosionsraten zweckmäßiger als von gegenwärtigen, absoluten Raten.
Mit der ABAG kann die hohe Variabilität des Eintritts erosiver Regen im Jahresgang nicht ausreichend erfasst werden. Das Erosionsmodell erfasst den Niederschlag nicht in seinem Verlauf, sondern nur im langjährigen Mittel und daher werden die wenigen, in kürzester Zeit auftretenden erosionsauslösenden Starkniederschläge nicht explizit berücksichtigt (DEUMLICH 1999). SEUFFERT (1998) kritisiert vehement, dass das Klima mit der Niederschlagsstruktur im Zusammenhang mit der Geländetopografie der wesentliche und aktive Einflussfaktor der Bodenerosion ist und in der USLE/ABAG bei weitem nicht seiner Bedeutung entsprechend berücksichtigt wird. Deshalb wird gefordert, die Eintrittshäufigkeit und deren -wahrscheinlichkeit im Jahresverlauf verstärkt bei der Erosionsmodellierung zu berücksichtigen, damit Bodenschutzmaßnahmen besser adaptiert werden können. Der Klimafaktor mit seiner räumlichen und zeitlichen Niederschlagsverteilung sollte stärker und differenzierter berücksichtigt werden. Einzelne Niederschläge sind mit höchster zeitlicher und räumlicher Auflösung am jeweiligen Standort für eine Kalkulation des kurzfristigen Erosionsrisikos zu dokumentieren und auf die geläufigen langzeitbezogenen Mittelwertprognosen zu verzichten (AURESWALD 1996, DEUMLICH 1999, SEUFFERT 1998). Ein Regenfall kann nämlich selbst auf kleinstem Raum variieren (GOODRICH et al. 1995). RÜTTIMANN et al. (1995) führen ebenfalls an, dass auch innerhalb scheinbar homogener Felder Oberflächenabfluss und Bodenverlust aufgrund natürlicher Standortbedingungen erheblich schwanken können. Diese räumliche Variabilität wird häufig in Feldmessungen zur Bodenerosion vernachlässigt. Weil sich die Bedingungen sowohl im Raum als auch mit der Zeit ändern, ist es oft schwierig, die Prozessgrößen unter Feldbedingungen mit einer zufriedenstellenden zeitlichen und räumlichen Auflösung zu erfassen (RÜTTIMANN et al. 1995). Die Modellierung der zeitlichen und räumlichen Schwankungen bei der Bodenerosion innerhalb einer Landschaft ist nach Meinung von KINNELL (2001) dagegen entscheidend für die Bestimmung der On-Site- und Off-Site-Effekte der Landnutzung.

Um eine ausreichende Datenbasis für die räumlich-zeitlich variablen Faktoren zu gewinnen, führte PRASUHN u. a. in 2009, 2010 und 2011 ein Erosions-Langzeitmonitoring im freien Feld (sog. feldbezogene Erosionsschadenskartierung) durch. PRASUHN (2009, 2010, 2011) ist der Ansicht, dass nur ein Langzeit-Monitoring über zahlreiche Ackerparzellen im Feld eine ausreichend große Datenmenge erzeugt. Nur

so können generelle Aussagen über Art und Ausmaß der Bodenerosionen, Off-Site-Schäden, räumliche und zeitliche Verbreitung von Erosionen sowie Abtragsmengen für einzelne Parzellen oder Untersuchungsgebiete getroffen werden. Dieses Langzeit-Monitoring hat unter anderem gezeigt, dass (i) für verlässliche Aussagen über die mittleren Bodenabträge in einem Gebiet Messungen von mehr als zehn Jahren notwendig, (ii) nur gewisse Schläge im Gebiet schwerwiegend von Erosion betroffen und (iii) Extremereignisse hierbei von größter Bedeutung sind. Die Menge und Intensität einzelner Niederschläge spielte eine geringere Rolle, als ihr Zeitpunkt und der Zustand des Bodens (Bedeckung, Bearbeitung, Feuchtigkeit, Fruchtarten usw.) in diesem Moment (PRASUHN 2009, 2010, 2011).
Ein auf 203 Äckern in der Schweiz durchgeführtes Langzeitmonitoring über zehn Jahre bestätigte weiterhin, dass konservierende Bodenbearbeitungspraktiken von der reduzierten über die pfluglose Bearbeitung bis hin zur Mulch-, Streifen- und Direktsaat messbar weniger Erosionen verursachten als eine konventionelle Pflugbearbeitung. Außerdem beeinflussten Fruchtfolgeeffekte die Erosion stark und sollten daher mehr gewürdigt werden (PRASUHN 2012).

6.6 Beurteilung praktisch anwendbarer Erosionsschutzmaßnahmen

Wie bereits aus Kapitel 3.1.3 hervorgeht, gibt es eine Reihe wirkungsvoller Maßnahmen, die den durch Wassererosion verursachten Verlust an wertvollem Ackerboden reduzieren oder sogar vermeiden können. FRIELINGHAUS (1998) führt bspw. eine Einteilung und Bewertung verschiedenster Schutzstrategien gegen Bodenerosion für Ostdeutschland tabellarisch auf. Welche Maßnahmen sich am besten eignen, wird nach Ansicht von RIPPEL (2010) vom Standort und von der betrieblichen Situation bestimmt. Eine reduzierte Bodenbearbeitung, einschließlich einer Mulchsaat in abgestorbene Zwischenfrüchte oder andere Pflanzenrückstände (z. B. Getreidestroh), die Schonung des Bodengefüges und eine organische Düngung zur Verbesserung der Aggregatstabilität sind beispielhaft gut zu verwirklichende Schutzmaßnamen.
Die konservierende Bodenbearbeitung in Richtung Direktsaat oder auch Untersaaten und zusätzliche Vorkehrungen wie die Querbearbeitung, Terrassierung, Anlage von Hecken an Hängen oder das begrünen von Wasserabflussbahnen sind dagegen nicht an jedem Standort gleich gut wirksam und erfordern für eine optimale Funktionsfähigkeit zudem viel Sachkenntnis und Geschick (RIPPEL 2010).
Lineare Strukturen wie z. B. Feldränder, Feldwege oder Gräben entlang von Feldgrenzen können den Oberflächenabfluss nach Ansicht von FIENER et al. (2011a)

auch fördern, wenn sie durch Unterbrechung von Fließstrecken und Verbindung von schnellen Abflusspfaden den Runoff verstärken.

Obwohl erwiesen ist, dass mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität und höherem Bedeckungsgrad die Widerstandsfähigkeit des Ackerbodens gegenüber Erosionen steigt und die Abtragungsrate sinkt (KÖLLER & LINKE 2001, SCHINDEWOLF & SCHMIDT 2012), dominieren in den meisten europäischen Ländern, einschließlich Deutschland, noch konventionelle Bodenbearbeitungssysteme (KÖLLER & LINKE 2001, SCHNEIDER et al. 2011). Die Gründe für den intensiven Pflugeinsatz in Deutschland werden laut vorgenannten Autoren unter anderem in seiner Wirtschaftlichkeit durch eine gesteigerte Produktivität, in der traditionellen Bodenwendung mit dem „reinen Tisch“ und in dem gewohnten Umgang mit der Technik gesehen.
Gemäß der Definition von KÖLLER & LINKE (2001) zeichnen sich die konventionellen, intensiven Bodenbearbeitungssysteme durch eine wiederholte Bodenwendung mit dem Streichblechpflug aus. Bei dieser Form der Bodenlockerung und -wendung bis 30 cm Tiefe werden Pflanzenrückstände von Vor- und Zwischenfrüchten wie auch Unkräuter und -gräser untergepflügt. Für die Saatgutablage wird mit Gerätekombinationen ein lockereres und feinkrümeliges Saatbett geschaffen. Solche intensiven Bodenbearbeitungsmaßnahmen führen zu einer Beeinträchtigung der Bodenstruktur, zu einem Verbrauch an organsicher Substanz im Zuge einer akzelerierten Mineralisation und zu einer möglichen Ertragsdepression, hervorgerufen durch eine unterhalb des Bearbeitungshorizontes entstandenen „Pflugsohle“ (KÖLLER & LINKE 2001).
Während sich in Europa die konservierende Bodenbearbeitung bezogen auf Einsatz und Fortschritt in jüngster Zeit immer mehr etabliert, haben sich in vielen anderen Teilen der Welt wie z. B. Amerika schon seit längerem pfluglose Bodenbearbeitungsverfahren durchgesetzt und werden mittlerweile hauptsächlich angewendet (KÖLLER & LINKE 2001, LEYS et al. 2010, SCHNEIDER et al 2012). Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung implizieren die Minimal- und die nicht-wendende Bodenbearbeitung (z. B. Mulch- und Streifensaat), sowie die Direktsaat ohne irgendeinen Bodeneingriff (SCHNEIDER et al. 2012). KÖLLER & LINKE (2001) trennen die Direktsaat nochmals von den konservierenden Bearbeitungssystemen. Unter konservierender Bearbeitung wird das Erdreich nicht mit einem Pflug gewendet, sondern in Abhängigkeit von der Bearbeitungstiefe und der Menge an untergemischten oder auf dem Boden belassenen Pflanzenrückständen mit unterschiedlicher Intensität (z. B. mit dem Grubber) gelockert[31]. Bei der Direktsaat findet bis auf die dünnen Saatschlitze, die mit speziellen Sämaschinen angelegt werden, keine Bodenbearbeitung statt. Die Direktsaat bewirkt durch die permanente Bodenbedeckung den bestmöglichen

[31] In Amerika zählen alle Verfahren zur konservierenden Bodenbearbeitung – auch die Mulch- und Direktsaat – wenn mehr als 30% der Ernterückstände auf der Bodenoberfläche verbleiben (KÖLLER & LINKE 2001).

Erosionsschutz des Bodens. Je geringer die Bodenbearbeitungsintensität und höher der Gehalt an organischer Bodensubstanz ist, umso mehr wird in der Regel die biologische Aktivität erhöht und gleichzeitig die abgetragene Bodenmenge reduziert.
Die Abb. 6-2 von KÖLLER & LINKE (2001) zeigt eine Zusammenstellung der verschiedenen Bodenbearbeitungsweisen entsprechend ihrer Bearbeitungsintensität.

Bodenbearbeitungs- u. Bestellverfahren	Arbeitsabschnitte: Grundbodenbearbeitung	Saatbettbereitung	Saat	Arbeitsgänge
Konventionelle Bodenbearbeitung mit Pflug		oder		getrennt
		oder		reduziert Saatbettbereitung u. Saat kombiniert
				reduziert alle Arbeitsgänge kombiniert
Konservierende Bodenbearbeitung ohne Pflug mit Lockerung	oder	oder		getrennt
	oder	oder		reduziert Saatbettbereitung u. Saat kombiniert
	oder			reduziert alle Arbeitsgänge kombiniert
ohne Lockerung		oder oder		reduziert Saatbettbereitung u. Saat kombiniert
Direktsaat keine Bodenbearbeitung				nur Saat

Abb. 6-2: Bodenbearbeitungssysteme in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitungsintensität (KÖLLER & LINKE 2001, S. 9)

Das Schema Abb. A-3 im Anhang illustriert, angelehnt an KÖLLER & LINKE (2001), die Gründe, die für oder gegen die konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat mit einer auf der Bodenoberfläche verbleibenden Strohmatte oder Mulchschicht aus Pflanzenrückständen als wirksamen Erosionsschutz sprechen. Aus diesem Schaubild gehen nicht nur die Vorteile einer Mulch- oder Direktsaat v. a. für den Erosionsschutz hervor, sondern auch mögliche Nachteile, die ein Verbleib von Stroh- oder Mulchrückständen mit sich bringt. Eine die Oberfläche schützende Mulchbedeckung in Form von Ernteresten und Stroh birgt zum Beispiel ein erhöhtes Infektionsrisiko mit Pilzkrankheiten (BRUNOTTE 2003) und kann, im Gegensatz zu Mulch aus abgestorbenen Zwischenfrüchten, deren tote Wurzeln noch fest mit dem Boden verankert sind, abgeschwemmt werden (AUERSWALD 1998). Abgesehen davon kann die ra-

sante Zunahme der Schnecken- und Mäusepopulation in manchen Jahren bei Mulchsaaten zum Problem werden (BMVEL 2002). Deshalb besteht für SCHMIDT (2010), besonders bei der Direktsaat und bei einer dauerhaft konservierenden Bodenbearbeitung, weiterhin Optimierungsbedarf beim Stroh-, Durchwuchs-, Unkraut- bzw. Ungras-, Krankheits- (v. a. Pilzbefall) und Schädlingsmanagement (z. B. Schnecken-, Mäusebekämpfung), sowie bei der Düngungsstrategie und -technik zur Ausbringung von organischen und mineralischen Düngern und in der Fruchtfolgegestaltung. Letzteres impliziert die Vermeidung des Anbaus erosionsfördernder Kulturen, die den Boden mangelhaft oder über zu kurze Zeit bedecken (RIEGER 2009, RIPPEL 2010).

Etliche Studien konnten bestätigen, dass die konservierende Bodenbearbeitung die Erosion signifikant reduzieren kann (LEYS et al. 2010). Im weiteren Verlauf dieses Kapitels werden einige Studienauszüge exemplarisch umrissen.

SCHMIDT (2010) kommt durch Untersuchungen über pfluglose Anbauverfahren in Sachsen zu dem Ergebnis, dass eine konservierende Bodenbearbeitung, wenn sie kontinuierlich angewendet und dabei die Eingriffsintensität auf den Boden reduziert wird, bis hin zur Direktsaat mit dem besten Präventionseffekt „die wirksamsten Maßnahmen eines nachhaltigen und vorsorgenden Erosionsschutzes (…) sind“. Mit einer konservierenden Bodenbearbeitung ist es möglich, die durch Wasser herbeigeführte Bodenerosion um bis zu 90% zu reduzieren und im Einzelfall sogar gänzlich zu verhindern (SCHMIDT 2010). SCHINDEWOLF (2012) sieht auf den erosionsgefährdeten Flächen Sachsens in der Direktsaat sogar „die einzige Bewirtschaftungsform, die den Boden effektiv vor Erosion schützt“.
Den Schlüsselfaktor dafür erkennen FIENER et al. (2011a) in der Bodenbedeckung aus lebendem oder totem Pflanzenmaterial, da es die Gefahr der Verkrustung und Versiegelung des Bodens bei Niederschlägen reduziert. Dadurch wird im Zusammenhang mit einer rückläufigen Bodenbewirtschaftungsintensität die zeitliche Variabilität des Abfluss-Potenzials auf Einzelflächen vermindert.
Nach NYAKATAWA et al. (2007) ist der Anbau von Deckfrüchten entscheidend, um Bodenerosionen zu vermindern. Die Vorteile von an der Oberfläche belassenen Pflanzenrückständen sehen die Autoren (i) in der erhöhten Wasserinfiltration in den Boden, (ii) in der Erhaltung der Feuchtigkeit in der Saatbettzone, (iii) im (physikalischen) Zusammenhalt der Bodenpartikel durch Pflanzenwurzeln, die zudem den Bodenaggregation fördernden Mikroben als Futterquelle dienen, (iv) im Schutz durch Absorption der Regentropfenenergie und (v) in einer Reduktion des Abflusses. Sie kommen zu dem Fazit, dass Anbau- und Bodenmanagementstrategien, die in einem schellen Wachstum oberflächennaher Wurzeln resultieren, zur Reduktion der Bodenverluste durch Erosionen führen.

In einer Metaanalyse von MAETENS et al. (2012) wurden Boden- und Wasserschutzmethoden nach drei Gruppen differenziert und ihre Effektivität bei der Reduktion des jährlichen Runoffs und Bodenverlusts anhand ausgewerteter Parzellen-Daten im Feld aus Europa und dem Mittelmeerraum verglichen. Die erste Maßnahmengruppe, das Anbaumanagement, umfasste Zwischenfrüchte, Mulchen, Graspufferstreifen, Streifenanbau, Entwässerung und Weideausschlussflächen. Die zweite Gruppe, das Bodenmanagement, beinhaltete keine, reduzierte und tiefe Bodenbearbeitung, Konturbearbeitung, Entwässerung und Bodenverbesserung. Zur letzten Gruppe, der mechanischen Maßnahmen, zählten Terrassen, Erdwälle und Geotextilien. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit der tolerierbaren Bodenverlustraten auf Ackerland war unter Einsatz von Schutzmaßnahmen grundsätzlich rund 20% geringer. Bei dem Vergleich der drei Maßnahmengruppen waren das Anbaumanagement und auch die mechanischen Maßnahmen generell effektiver als die Bodenmanagementmaßnahmen, mit denen sich der Bodenverlust wirksamer als der Runoff verringern ließ.
Damit bestätigte sich, dass die Bodenbedeckung durch Pflanzen oder eine Bodenkontaktabdeckung z. B. mit Mulch an sich der hauptsächliche Steuerungsfaktor der Erosion ist und weniger die Intensität der Bodenbearbeitung (MAETENS et al. 2012).

BRAND-SASSEN (2004) hat neben einer ökologischen eine detaillierte ökonomische Bewertung unterschiedlicher Erosionsschutzmaßnahmen in Form einer Kosten-Nutzen- und Kosten-Wirkungs-Analyse vorgenommen. Das Resultat dieser Bewertung war, dass sich die Mulch- und Direktsaat aufgrund ihrer vielen positiven Effekte (hoher Grad an Bodenbedeckung, Aggregatstabilität und Infiltrationskapazität usw.) als sehr wirkungsvolle Erosionsschutzmaßnahmen erwiesen haben. Jedoch trat bei den Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung das Problem eines hohen Unkrautdrucks auf. Die höheren Aufwendungen für Pflanzenschutzmaßnahmen können daher die möglichen Einsparungen an Arbeitszeit- und Maschinenkosten wieder ausgleichen (BRAND-SASSEN 2004).

In anderen Teilen der Welt, z. B. in Asien, wurden und werden ähnliche Untersuchungen über den Einfluss von Anbauverfahren auf die Erosion und den Erosionsschutz durchgeführt.
Zum Beispiel hat eine Studie aus China von EL KATEB et al. (2013) das Ausmaß der Bodenerosion und des Oberflächenabflusses in Abhängigkeit von fünf verschiedenen Vegetationsdecken (Teeplantage, Mais, Grasland, Eichenniederwald, Kieferplantage) und drei Hangneigungsstufen (leicht, moderat, steil) untersucht. Die geringsten Bodenverluste wurden unter den Wäldern, gefolgt vom Grasland und die höchste Bodenabtragungsrate bei den Teeplantagen, gefolgt vom Maisanbau verzeichnet. Die Studie hat gezeigt, dass eine Waldfläche die beste Vegetationsform war, um Bodenerosion an steilen Hängen (zwischen 30° und 40°) erheblich zu verringern.

Eine weitere in China von FATTET et al. (2011) durchgeführte Studie schlägt zur Verbesserung des Bodenschutzes an steilen Hängen vor, die Unterholzvegetation des Holzölbaums (*Vernicia fordii*) nicht aus Konkurrenzgründen abzumähen, da sie zu einer erhöhten Aggregatstabilität und Schwerwiderstandsfähigkeit führte. Dies wurde mit dem positiven Effekt der Wurzelmasse auf die Widerstandsfähigkeit des Bodens durch die Abgabe von Wurzelexsudaten in die Rhizosphäre und mit den mikrobiologischen Nebenprodukten, die einen sehr stabilen Bodenverbund erzeugten, begründet. Damit wurde von FATTET et al. (2011) aufgezeigt, dass Mischungen aus verschiedenen funktionellen Pflanzenarten zum Erosionsschutz an steilen Hängen beitragen konnten und die Art der Vegetationsdecke einen signifikanten Einfluss auf die Aggregatstabilität des A-Horizonts hatte.
ZHOU & SHANGGUAN (2008) sind der Nützlichkeit von Pflanzenwurzeln für den Erosionsrückgang nachgegangen. Sie haben in einer Studie den Einfluss von lebenden Wurzeln und der oberirdischen Vegetationsdecke von Deutschem Weidelgras (*Lolium perenne*) während dessen Wachstumsphase auf Sedimentmengen und Runoff auf einem schluffigen Lehmboden untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass neben der Vegetationsdecke auch die Pflanzenwurzeln eine wichtige Bedeutung für die Runoff- und Sedimentfrachtreduktion hatten. Ferner zeigte sich, dass diese Reduktionswirkungen im Wachstumsverlauf von *L. perenne* anstiegen. Mit ihrer Publikation konnten ZHOU & SHANGGUAN (2008) beweisen, dass die Relevanz von Graswurzeln bei der Erosionssenkung nicht zu vernachlässigen ist.

6.7 Beurteilung der Erosionsproblematiken und -schutzstrategien beim Anbau von Silomais im ökologischen Landbau

Der Abschnitt 3.2, der sich mit den Unterschieden zwischen ökologischem und konventionellem Landbau befasst, zeigt auf, dass im ökologischen Landbau mit einem geringeren Erosionsrisiko zu rechnen ist. Dies liegt vor allem an den vielseitigeren Fruchtfolgen mit einem hohen Anteil an Ackerfutter (carry-over Effekt von Kleegras), bei gleichzeitig geringerem Hackfruchtanteil, sowie an der differierenden Bewirtschaftungsweise (Stallmistwirtschaft, verstärkter Einsatz organischer Dünger, keine Stickstoffmineraldünger und Pestizide). Insofern kann der großzügige Anbau eines rasenbildenden Luzernekleegrasgemenges als fester Bestandteil der Fruchtfolge im Ökolandbau bzw. analog dazu die Umsetzung eines Mulchsaatverfahrens im Hackfruchtanbau bei konventioneller Bewirtschaftung erfolgreich vor Erosionen schützen (AUERSWALD & KAINZ 2003).
Die erosionsmodifizierende Bewirtschaftungsweise des ökologischen Landbaus macht sich besonders in der besseren Aggregatstabilität und Infiltrationsfähigkeit des

Bodens aufgrund einer höheren Aktivität der Bodenlebewesen usw. bemerkbar. Dadurch treten Oberflächenverschlämmung und -abfluss, die u. a. von der Aggregatstabilität und Schluffigkeit der Böden abhängen, verzögert ein (BECHER et al. 1985). Diese Effekte werden laut SIEBRECHT et al. (2009) aber häufig in Modellen wie z. B. der ABAG nicht oder nur ansatzweise einkalkuliert. Die Gründe dafür sind ein komplexes Wirkungsgefüge zwischen einzelnen Faktoren, die sich alle gegenseitig beeinflussen (vgl. Abb. A-3), sowie eine geringe Datengrundlage oder fehlende Ansatzpunkte. Die Berücksichtigung der den Bodenabtrag modifizierenden Effekte des biologischen Landbaus (Fruchtfolgemanagement, organische Düngung, Bodenbearbeitung) auf Aggregation, Kohlenstoffgehalt und Stabilität des Bodens durch verbesserte Modellansätze oder -erweiterungen ist sicherlich essenziell und zum großen Teil auch realisierbar, zugleich jedoch mit einem wesentlich höheren Aufwand verbunden. Eine flexible Anpassung der ABAG bzw. ihrer Faktoren oder die Übertragung der RUSLE2 an die deutschen Verhältnisse ist daher im Sinne von SIEBRECHT et al. (2009) wünschenswert.

Der Maisanbau birgt ein hohes Erosionsrisiko, insbesondere wenn er auf hanglagigen Flächen ohne Fruchtwechsel nach Herbstfurche erfolgt (BRANDHUBER 2010a). RIPPEL (2010) stellt einerseits den Anstieg der Bodenabträge wegen des Klimawandels und eines verstärkten Anbaus von Mais als Energiepflanze und andererseits den zunehmenden Trend hin zu Mulchsaat und Zwischenfrüchten in den letzten Jahren, der voraussichtlich noch anhalten wird, gleichermaßen fest. Ein triftiger Grund dafür dürfte wohl sein, dass die Mulchsaat von Hackfrüchten in einen abgefrorenen Zwischenfruchtbestand das Erosionsrisiko ungemein senkt (AUERSWALD 2002).
In Bayern haben sich z. B. im Rahmen der Cross Compliance-Verpflichtungen Mulchsaatverfahren durchgesetzt, um das Erosionsrisiko beim Maisanbau zu reduzieren (BRANDHUBER 2010a). SCHRÖDER & AUERSWALD (2000) fanden heraus, dass das Mulchsaatverfahren den verschlämmungsinduzierten Abfluss wirksam reduzieren kann, weil in der Zeit der Getreideernte im Sommer und des Anbaus der Reihenkultur im kommenden späten Frühjahr die Böden während der zu erwartenden Starkniederschläge genügend bedeckt sind.
In einer Studie von VOGEL et al. (2013), in der verschiedene Erosionsszenarien über das Modell Erosion-3D konzipiert und gemäß ihrer Effektivität verglichen wurden, stellte sich im Maisanbau das Konzept der konservierenden Bodenbearbeitung mit einer Mulchsaat in abgefrorene Stoppelfrüchte ohne oder mit einfacher Saatbettbereitung als dasjenige mit dem stärksten Erosionsminderungsvermögen heraus. Eine ähnliche Feststellung machten WILLMS et al. (2010), die bei einer nichtwendenden Bodenbearbeitung im Silomaisanbau gegenüber der wendenden Bodenbearbeitung einen deutlich geringeren Bodenabtrag verzeichnen konnten.

Diese wissenschaftlichen Studienerkenntnisse finden erfreulicherweise mehr und mehr ihre Umsetzung in der Praxis. Eine Mitteilung des DMKs vom 25. Juni 2014 bemerkt dazu, dass die Bodenbearbeitung ohne Pflug in Deutschland auf dem Vormarsch ist und bereits auf gut einem Drittel der Maisanbaufläche (36% in 2013) das Pflügen unterlassen wird. Die Mulchsaat v. a. auf Hanglagen, aber auch die Direktsaat, mit ihren Vorteilen für den Bodenschutz über die Wintermonate bis ins späte Frühjahr hinein, haben darüber hinaus bis jetzt in Ostdeutschland eindeutig einen höheren Stellenwert als im Westen des Landes.

Ältere Studien aus den Niederlanden haben beim Vergleich verschiedener Anbaumethoden von Silomais in konventioneller über eine reduzierte Bodenbearbeitung bis hin zur Direktsaat in Zwischenfruchtmulch ebenfalls eine beachtliche Erosionsreduktion sowie die geringsten Bodenabträge im konservierenden Mulchsaatverfahren gegenüber konventionellen Systemen festgestellt (KWAAD et al. 1998, KWAAD & Van MULLIGEN 1991). Entscheidend für die Erosionskontrolle war eine Bodenbedeckung aus Pflanzenrückständen zur Zeit der Maisaussaat. Von den untersuchten Anbaumaßnahmen war die Applikation einer Mulchdecke aus Stroh an der Oberfläche nach der Maissaat sowohl bei der Reduktion von Runoff als auch von Erosion während der Wuchsphase am effektivsten. Zudem hat eine Bodenbearbeitung im Herbst, z. B. vor dem Anbau von Winterroggen als Zwischenfrucht, den Runoff und Bodenverlust stark reduziert, weil die Infiltrationskapazität durch das Aufbrechen der Oberflächenverkrustung und das Fassungsvermögen des Feuchtigkeitsspeichers durch verstärkte Porosität sowie des Niederschlagsspeichers durch eine größere Oberflächenrauigkeit im Winter erhöht war (KWAAD et al. 1998). Die Autoren KWAAD & Van MULLIGEN (1991) empfehlen deshalb, die Oberfläche bei einer Bodenbearbeitung im Herbst in einem rauen Zustand zu belassen, um nicht nur die Speicherfähigkeit, sondern auch die Infiltrationsfähigkeit zu erhöhen.
In einer Studie von BASIC et al. (2004) aus Kroatien, über den Einfluss der angebauten Kulturen und des Bodenbearbeitungsverfahrens auf das Erosionsrisiko, war der Bodenverlust unter den im Frühjahr ausgesäten Sommerungen Mais und Sojabohne (*Glycine max)* höher als unter den dichtwüchsigen Winterkulturen Weizen und Raps. Der Bodenabtrag unter Mais und Sojabohnen konnte im Untersuchungsgebiet daraufhin sowohl durch eine Querbearbeitung als auch durch eine Direktsaat im Vergleich zur wendenden Bodenbearbeitung hangauf- und hangabwärts jedoch beträchtlich gemindert werden.

ARNHOLD et al. (2014) haben in einer jüngeren Studie untersucht, inwiefern die Bodenerosionsraten beim Anbau von Reihenfrüchten auf bergigen Ackerflächen mit und ohne Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel beeinflusst werden. Die Forscher gingen davon aus, dass der Anbau von Reihenfrüchten auf steilem Acker-

land schwere Bodenerosionen wegen der vorwiegend in frühen Wachstumsstadien kargen Bodenbedeckung verursachen könnte und dass der Öko-Landbau unter Verzicht auf Herbizide, die Bedeckung im Vergleich zum konventionellen Landbau durch Förderung des Unkrautaufkommens steigern könnte. Der Anreiz für ihre Untersuchungen beruhte auf der Tatsache, dass bislang die Vorteile ökologischer Bewirtschaftungssysteme bezüglich Bodenerosion und -schutzpotenzial im Zusammenhang mit der ausbleibenden Herbizidanwendung und dem damit einhergehenden Unkrautwachstum nicht erforscht wurden. Das Ergebnis der Untersuchungen war zum einen, dass der verstärkte Unkrautauf- und dichtere Unkrautbewuchs zwischen den Reihen unter ökologischer Bewirtschaftung je nach der Kulturart entweder das Erosionsrisiko z. B. unter Rettich (*Raphanus sativus*) tatsächlich senkte oder jedoch auch unter Kartoffeln (*Solanum tuberosum*) höhere Erosionsraten hervorrufen konnte, weil die erosionsfördernde Reduktion der Kartoffelerträge und -bedeckungsgrade, infolge der Konkurrenzsituation, eine Schutzwirkung der Unkräuter überwog. Hieraus wurde der Schluss gezogen, dass im ökologischen Anbau unterstützende Schutzmaßnahmen, wie z. B. eine gegenüber der Unkrautbiomasse effektivere Oberflächenbedeckung aus gemulchten Pflanzenrückständen während der Wachstumsperiode in Kombination mit Winterzwischenfrüchten, nach der Ernte unerlässlich sind, um den Bodenverlust bei einem Anbau in Reihen weitestgehend zu verhindern.

Die Zwischenfrüchte sind nach KREITMAYR & MAYR (2010) die Grundlage für das Gelingen einer Mulchsaat von Reihenkulturen. Sie fungieren als Gründüngung (Humusaufbau und Nahrung für die Bodenfauna), Erosionsschutz (Stabilisierung der Bodenoberfläche) und als Zweitfrucht in Energiepflanzenfruchtfolgen für Biogasanlagen (sog. „Zweikulturnutzungssystem“). Zum Erosionsschutz sollte die Zwischenfruchtsprossmasse überwiegend an der Bodenoberfläche liegen bleiben (KREITMAYR & MAYR 2010). Der Anbau von Zwischenfrüchten führt zu einer besseren Durchwurzelung des Bodens, stellt aber zugleich hohe Ansprüche an die Wasserversorgung. In regenärmeren Regionen besteht die Gefahr, dass die Hauptkultur unter der Konkurrenz mit der Untersaat als lebendiger Mulch um Wasser und Nährstoffe leidet (AUERSWALD & SCHWERTMANN 1990, BMVEL 2002, LIEDGENS & STAMP 2003). Mit einem Zwischenfruchtanbau können noch weitere Probleme einhergehen. Zum Beispiel führen große Strohmengen bei Trockenheit im Spätsommer zum Misslingen der Zwischenfruchtsaat und zur Verungrasung. Auch zieht die zu langsame Erwärmung und Abtrocknung des Oberbodens bzw. Saatbettes unter einer zu dicken Mulchlage im Frühjahr, ebenso wie außergewöhnliche Bodenverhältnisse bei einer sehr späten Hackfrucht- oder Maisernte im Herbst, unerwünschte negative Ergebnisse nach sich (KREITMAYR & MAYR 2010).
Die Pflanzung einer Winterzwischenfrucht zur Reduktion von Runoff und Erosion sehen LALOY & BIELDERS (2010) als hochwirksam an. So konnte in ihrer Studie der

Runoff um 95% und der Bodenverlust sogar um 99% reduziert werden. Selbst eine Bodenbedeckung von unter 30% war noch effektiv genug, um die Runoff- und Erosionsraten niedrig zu halten. Laut den Autoren ist daher die Aussaat einer Zwischenfrucht nach der Maisernte zu empfehlen. Es ist jedoch zu beachten, dass nur wenige Zwischenfruchtarten (z. B. Winterroggen und Weidelgras) nach der Maisernte Ende September bis Anfang Oktober so spät noch gesät werden können, weil deren Wachstum aufgrund der niedrigen Temperaturen zu dieser Jahreszeit meist eingeschränkt ist. Dies begrenzt auch die Erosionsschutzwirkung über den Winter erheblich. Dafür bewirken die Zwischenfrüchte eine sehr gute Schutzwirkung im Frühjahr, wenn sie ihren Wachstumsprozess nach der kalten Winterjahreszeit unmittelbar fortsetzen (LALOY & BIELDERS 2010).

Praktische Untersuchungen im Ökolandbau zur Direktsaat von Mais mit drei Gründüngungsvarianten (Wintererbse E.F.B. 33, Mischung aus Roggen, Wicken und Inkarnatklee, Chinakohlrübsen) führten zu dem Ergebnis, dass die Maisdirektsaat ohne chemische Unkrautbekämpfung höchst anspruchsvoll und nur unter optimalen Boden- und Niederschlagsbedingungen, die zu keiner Schmierschicht bei der Saat führten, durchführbar war. Der Unkrautdruck war die wesentliche Ursache für das Misslingen des Direktsaatverfahrens. Er führte zu kleineren Maispflanzen und damit erheblich geringeren Erträgen als im Anbau unter Pflugeinsatz. Die langsamere Entwicklung der Maispflanzen konnte zudem dadurch erklärt werden, dass diese zunächst die Schicht aus der heruntergewalzten Gründüngung durchdringen mussten und auch die Mineralisierung im Frühjahr im Vergleich zum Pflugverfahren, bei dem sich der Boden rascher erwärmt, langsamer erfolgte (DIERAUER & BÖHLER 2012).

Speziell im Silomaisanbau bietet sich ein Zweikulturnutzungssystem (z. B. Winterroggen/Mais oder Wintererbse/Mais) an, sofern genügend Wasser vorhanden ist und spätsaatverträgliche Sorten benutzt werden (GRASS & SCHEFFER 2003b).
Alternativ ist in Reihenfrüchten auch eine Streifenbearbeitung (Strip Till) möglich. Die Saatgutablage erfolgt im Bereich der pfluglos bearbeiteten Streifen („konservierende Bodenbearbeitung“), während in den Reihenzwischenräumen, wie bei einer Direktsaat, keine Bodenbearbeitung stattfindet (KREITMAYR & MAYR 2010).
Das System wurde als Alternative zur Direktsaat in Nordamerikas intensiven Maisanbauregionen erprobt und hat sich zwischenzeitlich auch in anderen Teilen der USA bewährt. Gründe, die für das Streifenbearbeitungsverfahren sprechen, sind (i) ein adäquater Erosionsschutz v. a. in Ackerbaubetrieben, die an Hängen liegen, Reihenfrüchte anbauen und durch den Klimawandel häufiger von Phasen mit Starkregen und anhaltender Trockenheit betroffen sind, (ii) eine exzellente Wasserinfiltration und Wasserrücklieferung, (iii) ein Vermeiden von kritischen Arbeitsspitzen, die durch die Vorfruchternte und Gärresteapplikation vor der Silomaisbestellung im Frühjahr ent-

stehen und (iv) eine zügigere Bodenerwärmung im Vergleich zur Mulchsaat ohne Bodenbearbeitung. Dadurch kann die Aussaat früher erfolgen und damit die Nutzung der Vegetationszeit verlängert, die Wachstumsdauer ausgedehnt und ein ansehnlicher Maisertrag generiert werden (DEMMEL et al. 2010).

Für das Gelingen der Streifensaat ist der Einsatz exakt arbeitender GPS-Technologien substanziell (SCHMIDT 2010). Sie sind zusammen mit automatischen Lenksystemen das Fundament für die erfolgreiche Ablage der Maiskörner in die aufgelockerten, 20 bis 25 cm schmalen Saatstreifen (DEMMEL et al. 2010). Die hochtechnisierten Lenk- und Dokumentationssysteme des mit einem Bordcomputer ausgestatteten Schleppers sowie fortschrittlichere Sägeräte befähigen bei der Aussaat im Frühling zu einem fehlerfreien Nachfahren der im Vorjahr bearbeiteten, lokalisierten und vermerkten Abschnitte (KREITMAYR & MAYR 2010).

Entgegen der weiten Verbreitung der Streifenlockerung in Übersee aufgrund der beobachteten ökologischen, landwirtschaftlichen und ökonomischen Vorteile, ist jene konservative Technik aus der Gruppe der konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren, bei denen die Ackerkrume nicht mit dem Pflug gewendet und Ernterückstände zur Bedeckung von mindestens 30% des Bodens auf der Oberfläche belassen werden, in Europa erst kürzlich überhaupt erhältlich (TREVINI et al. 2013).

Erste Versuche zum Strip Tillage in Deutschland lassen DEMMEL et al. (2010) „ein großes Potenzial der Streifenbearbeitung als boden- und wasserschonende Alternative bzw. Weiterentwicklung der Mulchsaat bei Reihenkulturen wie Mais und Zuckerrüben“ erkennen. Sie sehen allerdings beim praktischen Einsatz noch großen Forschungsbedarf und haben daher im Jahr 2009 in Bayern ein Streifensaat-Projekt zur Untersuchung der technischen Möglichkeiten und der Einflüsse auf den Bodenwasserhaushalt begonnen.

Weil bisher Strip Tillage im Ackerbau in Italien nicht bekannt war, wurde von TREVINI et al. (2013) in der Po-Ebene eine Studie durchgeführt, die das Verfahren der Streifenbearbeitung mit einer Minimalbodenbearbeitung und Direktsaat im Maisanbau verglich. Dazu wurde die Saatbettqualität, Bodenbedeckung, Verunkrautung und Maisentwicklung vom Wachstumsbeginn bis zur Ernte analysiert. Im Studienergebnis war bei der Streifenbearbeitung nicht nur der Vegetationsbewuchs höher und folglich der Bodenabtrag gegenüber der Minimalbodenbearbeitung geringer, sondern auch der Biomasse- und Kornertrag ähnlich hoch, weil sich der Mais nach der Streifensaat schnell und gleichmäßig entwickelte und durch die angestrebte Pflanzendichte das Ausmaß der Verunkrautung eingegrenzt war. Zu berücksichtigen war dabei, dass die tatsächliche Wirkung der Bearbeitungstechnik auf den Maisertrag, die sehr von der Bestandsbildung ausgehend vom Feldaufgang abhing, je nach Bodentyp, jahreszeitlichem Klima und Pflanzenart variierte (TREVINI et al. 2013).

6.8 Interpretation der Ergebnisse der feldexperimentellen Arbeit

Die Forschung zum Maisanbau auf dem Gladbacherhof reicht bis in die 90er Jahre zurück. Bereits damals wurden aufgrund der Diskussion über die Vorteile (effiziente Verwertung der Sonnenenergie bei der Fotosynthese, immense Wuchskraft, energiereicher Futterlieferant) sowie Nachteile und Grenzen (späte Aussaat, dürftige Bodenbedeckung) als auch über Möglichkeiten (Anbau von Winterzwischenfrüchten) des Maisanbaus in einer Studie von GERMEIER (1997) die Effekte verschiedener Zwischenfrüchte bzw. legumer Beisaaten und Mulchsaatsysteme mit einer minimalen Bodenbearbeitung auf die Maisentwicklung untersucht. Dabei erwiesen sich Mulchsaatverfahren mit Leguminosenzwischenfrüchten (v. a. Zottelwicke), die als Gründüngung auf dem Feld verblieben, am geeignetsten. Die Vorteile des Mulchsaatverfahrens waren ein besserer Bodenschutz, höhere Zwischenfruchterträge und damit vollständigere Stickstoffbindung, sowie geringere Schäden durch Krähenfraß und gesteigerte Nachfruchterträge. Die Nachteile lagen in dem vermehrten Unkrautaufkommen während der frühen Entwicklungsphase des Maises mit der Folge eines geringeren Ertrages, als auch in einer verzögerten Abreife, deren Ursache auf eine geringere und verlangsamte Mineralisationsleistung des Bodens zurückgeführt wurde (GERMEIER 1997).

Als Reaktion auf die in letzter Zeit häufiger auftretenden Erosionsereignisse auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof wurde im Jahr 2012 mit einem Versuch zum erosionsschützenden Silomaisanbau begonnen und im folgenden Jahr Ertrags- und Bodenparameter erhoben. Dem ortsüblichen Anbau von Silomais mit Pflugfurche wurden verschiedene, bodenschonendere Frässaatsysteme (Frässaat nach Winterweizenuntersaat, in ein abgefrorenes Sommerzwischenfruchtgemenge oder in nicht abfrierende Winterzwischenfrüchte aus Inkarnat- oder aus Weißklee) gegenübergestellt. Die Ergebnisse aus Kapitel 5 können wie folgt interpretiert werden:

Die Ergebnisse der Ertragsparameter lassen den Schluss zu, dass erosionsmindernde Bewirtschaftungsmaßnahmen zu vergleichbar hohen Erträgen wie beim klassischen Pflugeinsatz führen können.
Die bodenschonenden Varianten schnitten teilweise sogar besser ab als die Kontrollvariante. Die Variante a_5 mit der Frässaat des Maises in den zu Futterzwecken genutzten Bestand aus *Trifolium incarnatum* als nichtabfrierende Winterzwischenfrucht, lag im TM-Gesamt- und im Kolbenertrag signifikant etwas höher als die Kontrolle (Pflugfurche). Lediglich die Variante mit *T. aestivum* als Untersaat wies deutlich geringere Pflanzenlängen und demzufolge auch TM-Erträge auf. Die schlechte Entwicklung der in dem seit Frühjahr bestehenden Winterweizenbestand eingesäten Maispflanzen ist vermutlich auf eine zu starke Konkurrenzsituation zwischen der Haupt-

frucht Mais und der Beifrucht Weizen zurückzuführen. Die TM-Gesamt- und Kolbenerträge bei der Frässaat von Silomais in den *Trifolium repens*-Bestand waren etwas geringer als die der Kontrollvariante. Dies könnte in der um eine Maispflanze geringeren Bestandesdichte begründet sein. Die beiden übrigen Varianten mit der Frässaat von Silomais in ein abgefrorenes Zwischenfruchtgemenge aus *Vicia sativa* und *Raphanus sativus* zeigten in keinem der Ertragsparameter signifikante Unterschiede zur Grundvariante.
Hinsichtlich des Erosionsschutzes war nach den Beobachtungen auf dem Gladbacherhof bei der Verwendung von Untersaaten ein Schwachpunkt, dass im Frühsommer zwischen Mai und Juni für gewöhnlich die meisten Starkniederschlagsereignisse auftraten und zu diesem Zeitpunkt die im Silomaisanbau eingebrachten Untersaaten, die dem Erosionsschutz dienen sollten, häufig noch nicht ausreichend weit entwickelt waren, um ihre schützende Funktion erfüllen zu können.

Beim Vergleich der N_{min}-Werte weist die Kontrollvariante in den beiden oberen Bodenschichten (0 – 30 cm und 30 – 60 cm) die signifikant höchsten N_{min}-Gehalte auf, gefolgt von der Winterweizenuntersaatvariante. Dieses Ergebnis kann dadurch erklärt werden, dass in den beiden Varianten am 12.01.2013 gepflügt und somit die Mineralisation angeregt wurde. Deshalb lag bei der darauffolgenden Entnahme der Bodenproben am 28.03.2013 hier mehr mineralischer Stickstoff im Boden vor.
Die N_{min}-Werte unter den zwei Kleevarianten waren in den oberen Schichten signifikant am geringsten. Dies könnte daran liegen, dass der am 11.08.2012 gesäte Weiß- und Inkarnatklee Einfluss auf den Stickstoffgehalt im Boden hatte, da er in seiner frühen Entwicklungsphase noch keinen Luftstickstoff fixiert und im Gegenteil dem Boden eher mineralischen Stickstoff entzogen haben könnte.
Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass sowohl durch die langsamere Mineralisation beim Pflugverzicht als auch durch den Nährstoffentzug im jungen Entwicklungsstadium der Untersaaten, beim Eintritt starker Niederschläge der Vorrat an potenziell gut auswaschbarem und abschwemmbarem Stickstoff niedriger ausfällt. Dies ist unter Gesichtspunkten des Gewässerschutzes positiv zu bewerten.
Das Ausbleiben signifikanter Unterschiede zwischen den Varianten in der untersten Bodenschicht (60 – 90 cm) könnte ein Anzeichen dafür sein, dass die Pflugwirkung und die Kleewurzeln zu dieser Zeit nicht mehr bis in diese Bodentiefe reichten und dort keine schnellere Stickstoffmineralisation durch Bodenwendung sowie kein Stickstoffentzug durch die Wurzeln stattfand.

7 Schlussfolgerung

Die aus der fachliterarischen und feldexperimentellen Arbeit gewonnenen Erkenntnisse über Einfluss und Bedeutung von Bodenerosion in der Landwirtschaft sowie die Vielzahl möglicher und praktikabler Schutzmaßnahmen, insbesondere beim Anbau von Silomais im ökologischen Landbau, lassen die nachstehend beschriebenen Schlüsse zu:

Bodenerosion war, ist und wird auch in Zukunft eines der gravierenden Probleme einer modernen Landwirtschaft bleiben. Die Sensibilität für diese Thematik nimmt zwar stetig zu, jedoch besteht nach wie vor großer Nachhol- und Aufklärungsbedarf für die beachtlichen Auswirkungen der Bodengefährdung durch Erosionsereignisse. Nachdem mit den am 1. Juli 2010 in Kraft getretenen Cross Compliance-Verpflichtungen ein wesentlicher Schritt in Richtung Begrenzung des Bodenabtragungsrisikos durch Wasser und Wind auf erosionsgefährdeten Ackerflächen gemacht wurde, sollte zukünftig auf gesetzlicher Ebene noch mehr für den Schutz des Bodens vor Erosion getan werden. Abgesehen von den Wassererosionen und den regional in Deutschland und Mitteleuropa auftretenden Winderosionen, sollten insbesondere diejenigen Erosionen, die im Winter, durch Schneeschmelze, Bodenbearbeitung und während der Ernte vorkommen, gründlicher erforscht werden. Dabei sind nicht nur die unmittelbaren, sondern auch die langfristigen On-Site- ebenso wie die Off-Site-Schäden zu berücksichtigen.

Die große Zahl empirischer und physikalischer Erosionsmodelle erschwert es, das richtige Modell für den individuellen Bedarf auszuwählen. Grundsätzlich scheinen die ABAG und deren Modifikationen wegen ihrer leichten Handhabbarkeit eher für die landwirtschaftliche Praxis geeignet zu sein, um die Erosionsgefahr auf einzelnen Flächen des Betriebes einzuschätzen. Die physikalischen Modelle sind wegen ihrer höheren Komplexität und Exaktheit in der Abbildung des Erosionsprozesses, im zeitlichen Verlauf, vom Einzelereignis bis zur Langzeitprognose und der räumlichen Auflösung, vom Einzelschlag bis zur Region, eher in der Forschung einzusetzen, um den Erosionsprozess in seiner Gesamtheit abzubilden und eine Simulation unterschiedlicher Szenarien durchzuführen. Die künftige Herausforderung im Hinblick auf den bereits im vollen Gange befindlichen Klimawandel besteht letztlich darin, den Eintritt einzelner erosiver Niederschläge und auch seltener Extremereignisse mit möglichst kleinräumlicher und kurzzeitiger Präzision für eine wirklichkeitsnahe Abschätzung der wasserinduzierten Bodenerosion vorherzusagen. Weiterer Forschungsbedarf besteht v. a. in der Abschätzung des Erosionsrisikos im ökologischen Landbau, dessen, im Vergleich zum konventionellen Landbau, komplexeres Bewirtschaftungssystem und

Wirkungsgefüge auf die Bodenerosion mit der ABAG nicht ausreichend erfasst werden kann. Hier könnte eine entsprechende Anpassung der ABAG oder eine Umwandlung der RUSLE(2) an die ökologischen Bedingungen in Deutschland und gegebenfalls die Nutzung eines geeigneten physikalischen Modells mögliche Lösungsansätze darstellen.

Auch wenn davon auszugehen ist, dass die Erosionsraten aufgrund der Fruchtfolgegestaltung unter ökologischer Bewirtschaftung geringer sind, übersteigt die Menge des abgetragenen Bodens immer noch die Bodenneubildungsrate. Darum sind im konventionellen wie auch im ökologischen Landbau erosionsmindernde Maßnahmen folgerichtig. Eine Vielzahl von Studien über Erosionsminderungsstrategien zeigen auf, dass sich zur Eindämmung wirtschaftlicher und umweltrelevanter Schäden durch Erosionen von allen Schutzmaßnahmen der reduzierten Bodenbearbeitung die Mulch- und Direktsaatverfahren kombiniert mit dem Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten in Reihenkulturen als besonders vielversprechend erwiesen haben. Daneben können aber auch andere Maßnahmen, wie beispielsweise die Errichtung von Schutzstreifen aus Gräsern etc. an steilen Hängen, ergriffen werden, um den Oberflächenabfluss abzuschwächen. Im ökologischen Landbau ist die Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität in Form eines Mulchsaatverfahrens oder einer Direktsaat möglich. Im Unterschied zum konventionellen Landbau ist die konservierende Bodenbearbeitung ohne chemische Unkraut-, Schädlings- und Krankheitskontrolle jedoch anspruchsvoller und schwieriger umsetzbar. Ob die Durchführung einer Mulch- oder Direktsaat gelingt, hängt von den Standortbedingungen sowie der betrieblichen Situation, bezogen auf technische Ausstattung, Erfahrung und Ambition der Betriebsleitung, ab. Damit sich die weniger intensiven, erosionsmindernden Bodenbearbeitungsmethoden in der deutschen Landwirtschaft gegenüber dem Pflug weiter durchsetzen, besteht nach wie vor Informations- und Beratungsbedarf v. a. über das richtige Unkraut-, Krankheits-, Schädlings-, Stroh-, Düngungs- und Fruchtfolgemanagement, sowie die geeignete Sortenwahl und Technik.

Aufgrund des zunehmenden Anbaus von Silomais, auch auf ungeeigneten Standorten, sowie wegen des Klimawandels ist sowohl der ökologische als auch der konventionelle Landbau zunehmend von Wassererosion betroffen. Die Auswirkungen hat in den letzten Jahren auch der Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof erfahren. Häufige Erosionsereignisse, insbesondere auf den Maisfeldern, veranlassten den Betrieb zur Realisierung eines Erosionsminderungsversuchs, in dem die herkömmliche Silomaissaat nach Pflugfurche mit der Frässaat von Silomais in eine Winterweizenuntersaat bzw. in unterschiedliche Zwischenfrüchte verglichen wurde. Bei den Auswertungen der Ertragsparameter erwies sich nur die Frässaat in die Winterweizenuntersaat als wirtschaftlich unrentabel. Sie ist darum als Erosionsschutzmaß-

nahme weniger vorteilhaft. Die restlichen Vergleichsvarianten mit den Zwischenfrüchten schnitten im Ertrag überwiegend nicht signifikant schlechter ab als die Kontrollvariante mit Pflugfurche. Das Zwischenfruchtgemenge und besonders der Inkarnatklee führten zu keinen geringeren und der Weißklee zu leicht verminderten Maiserträgen. Beim Inkarnatklee war der Silomaisertrag gegenüber der Kontrolle sogar höher. Dies ist äußerst positiv zu bewerten und spricht für die Eignung der vorhergehenden Zwischenfrüchte in einem konservierenden Bodenbearbeitungssystem im Ökolandbau. Die Ergebnisse der Boden-N_{min}-Werte lassen den Schluss zu, dass die Gefahr einer Stickstoffauswaschung während starker Niederschläge infolge der verstärkten Mineralisierung von organischen Rückständen in lösliche, pflanzenverfügbare anorganische Stickstoff-Verbindungen durch den Pflugeinsatz gegenüber pfluglosen Anbauverfahren höher ist. Vor allem im oberen Bereich des Bodens sind die N_{min}-Mengen nach der Pflugfurche besonders hoch und auswaschungsgefährdet. Dieser Stickstoff kann durch Erosion leicht in Oberflächengewässer eingetragen werden und zu deren Eutrophierung führen. Aus diesem Grund ist ein Pflugverzicht sinnvoll. Eine Veränderung des Nährstoffvorrats durch die Vor- bzw. Zwischenfrüchte könnte für die potenziell auswaschbare Stickstoffmenge ebenfalls von Bedeutung sein. Daher ist genauer zu untersuchen, wie groß der Stickstoffentzug nach der Vor- bzw. Zwischenfruchtaussaat ist, welchen Einfluss die Untersaaten durch N-Entzug und N-Fixierung auf die Stickstoffversorgung der Maispflanzen während ihrer Entwicklung haben und ob eine so starke Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe besteht, dass sie sich auf den Maisertrag negativ auswirkt. Außerdem sollte der Frage nachgegangen werden, welche Unterschiede es bezüglich der Verunkrautung und welche technischen Möglichkeiten es zur Beikrautregulierung in bzw. dicht an den Maisreihen sowie zur Regulierung des Aufwuchses zwischen den Reihen gibt. Weiterhin wären nähere Untersuchungen zum Vorfruchtwert, zur Erosionsdisposition und Wirtschaftlichkeit sinnvoll.

Insgesamt ist festzuhalten, dass das Forschungsgebiet „Bodenerosion“ sehr umfangreich und vielschichtig ist. Obwohl in den letzten Jahrzehnten beachtenswerte Erkenntniszuwächse verzeichnet wurden, besteht für viele Einzelthemen noch erheblicher Forschungsbedarf. Auffällig ist, dass zu den Fragestellungen der Bodenerosion im ökologischen Landbau bisher offensichtlich weniger Forschung betrieben und Studien veröffentlicht wurden.

8 Zusammenfassung

Eine intensivierte Landbewirtschaftung mit schwereren Maschinen und höheren Radlasten, ein feinkrümeliges, unkrautfreies Saatbett sowie der zunehmende Anbau von Reihenkulturen, wie z. B. Silomais zur Energiegewinnung, die den Boden nur unzureichend bedecken, fördern die Bodenerosion durch Wasser. Die Klimaveränderung mit ihrem Anstieg heftiger Niederschlagsereignisse in den Sommermonaten wird diese Situation weiter verschärfen. Als Gegenmaßnahme ist ein Trend hin zu bodenschonenderen Anbauverfahren, die häufig den Anteil und/oder die Dauer der Bodenbedeckung erhöhen, feststellbar. Mit diesen und anderen Maßnahmen werden die Häufigkeit und das Ausmaß der Erosion reduziert und die Schäden in Grenzen gehalten. Die Folgen der Abtragung des Oberbodens sind zunehmende Verluste der Bodenfruchtbarkeit auf der betroffenen Fläche und folglich Ertragsrückgänge durch die geringere Ertragsfähigkeit der Böden (On-Site-Schäden), sowie eine zunehmende Umweltbelastung, z. B. die Gewässereutrophierung durch Nähr- und Schadstoffeinträge, oder durch Sedimente verursachte Infrastrukturschäden (Off-Site-Schäden).

Zur Einschätzung des räumlichen und zeitlichen Erosionspotenzials wurden viele Erosionsmodelle entwickelt. Sie werden in mathematisch-statistische und in physikalisch-begründete Modelle eingeteilt. Zur ersten Gruppe gehören die USLE bzw. die ABAG, sowie deren verbesserte Folgegleichungen wie z. B. RUSLE oder dABAG. Zu den Vertretern der zweiten Gruppe, den physikalischen Modellen, zählen neben vielen anderen ANSWERS, CREAMS, EROSION 2D/3D, EUROSEM und WEPP (Tab. 3-2). Die in den USA entwickelte USLE ist zusammen mit der an die deutschen Rahmenbedingungen angepassten ABAG noch immer das weltweit am besten validierte Modell zur Abschätzung des erosionsbedingten Bodenabtrags in t/ha*a. Der Grund für den häufigen Gebrauch des Modells liegt in seiner Einfachheit. Das Modellgerüst ist eine Gleichung bestehend aus sechs Parametern, die relativ leicht zu erfassen sind. Sie können aus Standardwerttabellen entnommen oder ohne allzu großen Aufwand auf dem Betrieb erhoben werden. Jedoch kann mit der USLE bzw. ABAG nicht der einzelne Erosionsverlauf als Ganzes aufgenommen, sondern lediglich ein Mittelwert der Menge des in einem Jahr abgetragenen Bodens berechnet werden. Dabei bleiben die Off-Site-Schäden und Einzelereignisse außer Acht. Durch die Nachfolgeversionen der USLE/ABAG wurde die GIS-unterstütze Erstellung von Erosionsgefährdungskarten und die Berücksichtigung weiterer, alternativer Bestellpraktiken und anderer Raum- und Zeitbezüge ermöglicht. Die physikalischen Modelle können den Verlauf des Erosionsprozesses durch eine präzisere räumliche und zeitliche Auflösung besser erfassen. Mit ihnen können z. B. verschiedene Bewirtschaftungs- und Zukunftsszenarien simuliert werden. Dies geht allerdings mit einer höhe-

ren Komplexität und der notwendigen Rechnerleistung einher. Jedes Modell besitzt individuelle Fähigkeiten und Vorzüge. Das ideale Erosionsmodell für alle Anwendungsgelegenheiten ist aber bis dato noch nicht entwickelt worden. Stattdessen erfolgt für gewöhnlich eine Abwägung der Vor- und Nachteile verschiedener Modelle sowie die Konfrontation mit den Fertigkeiten und Defiziten der Konkurrenzmodelle. Bei der Anfertigung von Zukunftsprognosen am Computer sollte zum Beispiel ein Modell gewählt werden, das den Klimawandel mit berücksichtigt.

Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Schutzmaßnahmen, um das Ausmaß der verstärkten Bodenerosion in der Landwirtschaft einzugrenzen. Diese reichen von der Bodenschadverdichtungsvermeidung, über acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen, bis hin zu ergänzenden Schutzmaßnahmen (Tab. T-3 bis Tab. T-6). Den besten Erosionsschutz bietet für gewöhnlich die Mulch- oder Direktsaat. Dies liegt in erster Linie an der durchgehenden Bodenbedeckung aus der Vegetation, aus abgestorbenen Pflanzenrückständen der Vor- oder Zwischenfrucht oder aus Stroh. Außerdem werden die Bodenstruktureigenschaften verbessert, der Humusgehalt des Bodens erhöht und die Bodenfauna gefördert. Im Vergleich zu einem konventionellen Pflugeinsatz sind dafür jedoch die Managementanforderungen größer (Abb. A-3). Dies ist neben dem gewohnten Umgang mit dem Pflug der Grund dafür, weshalb die konservierenden Bodenbearbeitungstechniken in Deutschland nicht so etabliert sind wie in den USA. Dennoch setzt sich auch im deutschen Ackerbau die Mulchsaat oder auch die Direktsaat immer mehr durch. Darum ist es umso wichtiger, diese bodenschützenden und erosionsmindernden Bestellmethoden durch Felduntersuchungen, Erfahrungsaustausch und Wissenstransfer mit noch mehr Erfolg aus der Theorie in die Praxis zu übertragen, um einen Beitrag für den Boden- und Umweltschutz zu leisten.

Bei dem Vergleich der Erosionsdisposition zwischen ökologischem und konventionellem Landbau konnte festgestellt werden, dass der ökologische als weniger erosionsfördernd eingestuft werden kann. Dies liegt an den breiter aufgestellten Fruchtfolgen mit ausgedehnten Ackerfutterflächen. Diese sind humusmehrend, bodenschonend und -bedeckend. Zudem wird der Flächenanteil mit humuszehrenden und erosionsfördernden Hackfrüchten reduziert. Des Weiteren wurde festgestellt, dass die ABAG die erosionsmindernde Wirkung des ökologischen Landbaus, v. a. den positiven „carry-over Effekt“ des mehrjährigen Kleegrases nicht hinreichend erfasst und die Erosionsraten daher überschätzt. Hier muss die richtige Modelladaption erst noch erfolgen oder ein geeignetes Modell gefunden werden.

Auf einem großen Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland wird sowohl im konventionellen als auch in geringerem Umfang im ökologischen Landbau verstärkt Silomais angebaut. Der Silomaisanbau begünstigt jedoch die Erosion, v. a.

an steilen Hängen. Dies ist der späten Aussaat, dem weiten Reihenabstand, der langsamen Jugendentwicklung und einer frühen Ernte anzulasten. Deswegen sind unter Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels verstärkt entgegenwirkende Schutzstrategien notwendig. Eine wirksame Maßnahme ist die Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität und das Mulchsaat- oder Direktsaatverfahren. Diese sind im Maisanbau auch unter ökologischen Bedingungen möglich, allerdings ohne den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmitteln schwieriger umzusetzen. Eine weitere Möglichkeit ist das Zweikulturnutzungssystem im Energiepflanzenanbau mit der Aussaat und Ernte von zwei Hauptkulturen (z. B. Winterroggen und Silomais) innerhalb eines Jahres. Dadurch ist der Boden über den Großteil des Jahres bewachsen und besser vor Erosion und Nährstoffauswaschung geschützt. In den USA hat sich als Sonderform der Mulchsaat und als Alternative zur Direktsaat seit längerem das „Strip Till“-Verfahren behauptet. In Europa ist die Streifenbearbeitung, bei der nur die zur Maissaat vorgesehenen Reihen bearbeitet werden, jedoch noch weitestgehend unbekannt und die Technik noch nicht vorhanden. Bezüglich des Strip Till-Verfahrens und der Direkt- und Untersaaten im ökologischen Landbau besteht allgemeiner Forschungsbedarf.

Auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb für ökologischen Landbau der Universität Gießen Gladbacherhof verursachten außerordentliche Starkniederschlagsereignisse in 1992, 2008 und 2012 erhebliche Erosionsschäden. Betroffen waren nicht nur die eigenen Schläge, zu denen v. a. „Pfaffengraben“, „Bremsberg“ und „Eisensteinfeld“ zählten, sondern in 2008 und 2012 auch örtliche Verkehrswege, einschließlich der Landstraße und das Bahnhofsareal. Im Sommer des Jahres 2012 stand Silomais auf dem Schlag „Eisensteinfeld 2“. Ausgehend von diesem Schlag kam es in dem einen Jahr zu drei Erosionsereignissen (Abb. 4-33). Das letzte dieser Ereignisse war der Beweggrund für den Feldversuch „Erosionsschützender Anbau von Silomais“. Noch im selben Jahr wurde mit dem Anbau der ersten Vorfrüchte begonnen. In diesem Versuch sollte überprüft werden, welche Möglichkeiten bestehen, Silomais beim Anbau im hängigen Gelände unter besonderer Berücksichtigung des Schutzes vor Wassererosion möglichst ohne signifikante Ertragsverluste anzubauen. Dazu wurden in einer einfaktoriellen Versuchsanlage der ortsübliche Silomaisanbau nach Herbstfurche mit einer Frässaat des Maises in folgende Vor- bzw. Zwischenfruchtvarianten verglichen:

- Winterweizenuntersaat (Herbstfurche, Aussaat Winterweizen im zeitigen Frühjahr, kein Wechselweizen; Striegeln ganzflächig vor und nach Silomaisaussaat)
- Sommerzwischenfruchtgemenge (abfrierend) aus Sommerwicke und Ölrettich (keine Herbstfurche; intensive mechanische Pflege)
- Sommerzwischenfruchtgemenge (abfrierend) aus Sommerwicke und Ölrettich (keine Herbstfurche; reduzierte mechanische Pflege)

- Winterzwischenfrucht (nicht abfrierend) Inkarnatklee (ohne Herbstfurche; Zwischenfrucht zur Futternutzung)
- Winterzwischenfrucht (nicht abfrierend) Weißklee (ohne Herbstfurche; Zwischenfruchtaufwuchs als Mulchauflage)

Im Hauptversuchsjahr 2013 erfolgte die Bodenprobenentnahme, die Silomaisaussaat und -ernte mit der Ertragsparametererhebung. Die Ergebnisse der Ertragsgrößen- und Bodenprobendaten können folgendermaßen zusammenfasst werden:

1. Die Trockenmasseerträge der Maisgesamtpflanzen und deren Kolben waren bei der Frässaat von Silomais in Inkarnatklee signifikant am höchsten. Der Gesamtpflanzenertrag von gut 200 dt/ha lag 14,5% über demjenigen der Kontrolle von ca. 175 dt/ha. Im Kolbenertrag wurde die Kontrolle von der Inkarnatkleevariante um rund 24 dt/ha bzw. um 23,5% übertroffen.

2. Die Maispflanzen befanden sich bei den zwei Frässaaten in die abfrierenden Sommerzwischenfrüchte sowohl im Sprossmassen- als auch im Kolbenertrag auf dem gleichen Ertragsniveau wie die Kontrolle.

3. Die Ertragsleistung der Frässaat des Silomaises in den Weißklee war mit weniger als 150 dt/ha im Gesamtertrag um rund 15% (26 dt/ha) und mit 94 dt/ha im Kolbenertrag um 7,6% (7,8 dt/ha) etwas schlechter als die Kontrolle.

4. Die Frässaat von Silomais in die Winterweizenuntersaat war als einzige im Vergleich zu den übrigen Varianten im Sprossmassen- (10 dt/ha), Kolben- (15 dt/ha) und Gesamtertrag (25 dt/ha) deutlich abgeschlagen. Im Vergleich zur Kontrolle war der Trockenmasseertrag der Gesamtpflanzen um mehr als 150 dt/ha oder um rund 86% geringer. Offensichtlich hemmte die Konkurrenz mit der Untersaat den Wachstumsverlauf des Maises.

5. Die Auswertung der Bodenparameter zeigte, dass die N_{min}-Gehalte in der Kontrolle am höchsten und bei der Frässaat in die Kleeuntersaaten am geringsten waren. Dies hing mit der beschleunigten Mineralisation nach der Pflugfurche zusammen. Eine konservierende Bodenbearbeitung mit Vor- oder Zwischenfrüchten vermindert daher die mineralische und auswaschbare Stickstoffmenge im Boden.

Der Versuch zeigte, dass ein erosionsschützender Anbau von Silomais im ökologischen Landbau ohne Ertragsverluste möglich ist.

Literaturverzeichnis

Arnhold, S.; Lindner, S.; Lee, B.; Martin, E.; Kettering, J.; Nguyen, T. T.; Koellner, T.; Ok, Y. S.; Huwe, B. (2014): Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. In: *Geoderma* 219-220, S. 89–105. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.023, zuletzt geprüft am 26.05.2014.

Artmann, R.; Bockisch, F. J. (Hrsg.) (2003): Nachhaltige Bodennutzung – aus technischer, pflanzenbaulicher, ökologischer und ökonomischer Sicht: Tagungsband zum Symposium am 16. Oktober 2003 im Forum der FAL. Gemeinsame Veranstaltung der FAL, Institut für Betriebstechnik und Bauforschung und des Kuratoriumsfür Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Braunschweig, 16. Oktober 2003. FAL & KTBL. Sonderheft 256. Online verfügbar unter http://d-nb.info/996796150/34, zuletzt geprüft am 02.10.2013.

Attenberger, E. (2010): Energiepflanzenproduktion - Chancen und Risiken für den Boden- und Gewässerschutz. In: Stadt Marktredwitz (Hrsg.): 6. Marktredwitzer Bodenschutztage. Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. Marktredwitz, Bayern, 06. - 08. Oktober 2010. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit; Bayerisches Landesamt für Umwelt. Tagungsband 6, S. 59–63.

Auerswald, K. (1987): Bestimmung der Bodengründigkeit aus dem Klassenbeschrieb der Reichsbodenschätzung zum Festlegen von tolerierbaren Bodenabträgen (T-Wert). [Estimating soil depth and soil loss tolerance for the classification units of the German soil productivity maps]. In: *J. Agronomy & Crop Science* 158, S. 132–139. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1987_Auerswald-JACS.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1991): Onsite- und Offsite-Schäden durch Bodenerosion. In: *Berichte über Landwirtschaft* SH 205, S. 75–82. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1991_Auerswald-B%FCL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: N. Eisenhauer (Hrsg.): Sediment management : 5th International symposium on river sedimentation. Unter Mitarbeit von P. A. Larsen. Karlsruhe: University of Karlsruhe, Institute of Hydraulic Structures and Agricultural Engineering, S. 1031–1036. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1992_Auerswald-ISRS.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1992): Verfeinerte Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen unter deutschen Anbaubedingungen mit dem P-Faktor der ABAG. [Improved Assessment of Soil Conservation Practices under German Agricultural Conditions with the P-Factor of the RUSLE]. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 33, S. 137–144. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1992_Auerswald-KuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1996): Jahresgang der Eintrittswahrscheinlichkeit erosiver Starkregen in Süddeutschland. [Seasonal Variation in the Probability of Erosive Rains in Southern Germany]. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 37, S. 81–84. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1996_Auerswald-KuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 33–42. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1998_Auerswald-Ri-1.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (1998): Die gravitative Bodenverlagerung. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 61–68. Online

verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1998_Auerswald-Ri-2.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen. [Estimating the C Factor of the Universal Soil Loss Equation from Cropping Sstatistics for Sites with Sub-Continental to Sub-Atlantic Climate North of the Alps]. In: *Landnutzung und Landentwicklung* 43, S. 1–5. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/2002_Auerswald-LuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K.; Brandhuber, R. (2013): ABAGinteraktiv – implementation of the universal soil loss equation on smartphones and handheld devices. In: *European Society For Soil Conservation* ESSC Newsletter 1/2013 (24). Online verfügbar unter http://www.essc.sk/docs/Newsletter_1_2013.pdf, zuletzt geprüft am 04.03.2014.

Auerswald, K.; Fiener, P.; Dikau, R. (2009): Rates of sheet and rill erosion in Germany – A meta-analysis. In: *Geomorphology* 111 (3-4), S. 182–193. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.04.018, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Flacke, W.; Neufang, L. (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151, S. 369–373. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19881510604, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Auerswald, K.; Gerl, G.; Kainz, M. (2006): Influence of cropping system on harvest erosion under potato. In: *Soil and Tillage Research* 89 (1), S. 22–34. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.06.008, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Kainz, M. (2003): Vergleich der Erosionswirksamkeit des konventionellen und des organischen Landbaus. In: B. Freyer (Hrsg.): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau von 24.- 26. Februar 2003. 1. Aufl. Wien: Universität für Bodenkultur, Institut für Ökologischen Landbau, S. 197–200.

Auerswald, K.; Kainz, M.; Angermüller, S.; Steindl, H. (1996): Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. In: *Soil Use & Management* 12 (3), S. 117–121. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1996.tb00531.x, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Kainz, M.; Fiener, P. (2003): Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. In: *Soil Use and Management* 19 (4), S. 305–311. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00320.x, zuletzt geprüft am 03.09.2013.

Auerswald, K.; Kainz, M.; Schröder, D.; Martin, W. (1992): Comparison of German and Swiss Rainfall Simulators - Experimental Setup. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155 (1), S. 1–5. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550102, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Kainz, M.; Vogl, W. (1986): Vergleich der Erosionsgefährdung durch Maisfruchtfolgen (C-Faktor). In: *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 63 (1), S. 3–8. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1986_Auerswald-ByLwJb.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K.; Kainz, M.; Wolfgarten, H. J.; Botschek, J. (1992): Comparison of German and Swiss Rainfall Simulators - Influence of Plot Dimensions. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155 (5), S. 493–497. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550524, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Schröder, R. (2001): Simulation der Raum-Zeit-Interaktion von verschlämmungsgesteuertem Oberflächenabfluß in kleinen heterogen genutzten Einzugsgebieten. [Modeling crust-induced runoff in small heterogenous catchments]. In: *Wasser & Boden* 53, S. 17–20. Online verfügbar unter

http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/2001_Auerswald-WuB.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K.; Schwertmann, U. (1988). Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: D. Rosenkranz, G. Einsele und M. H. Harreß (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin: Erich Schmidt Verlag, S. 1–20 (4085). Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1988_Auerswald-Bds.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K.; Schwertmann, U. (1990): Bodenerosion und Bodenfruchtbarkeit - Kenntnisstand und Forschungsdefizite. In: *Berichte über Landwirtschaft* 68 (1), S. 596–603. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1990_Auerswald-BLw.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, K.; Wagner, C. (1984): Die Erodibilität ausgewählter Böden der bayerischen Schichtstufenlandschaft. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 147 (6), S. 765–776. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19841470615, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Auerswald, K.; Weigand, S. (2000): Ist die Erosionsschadenskartierung geeignet, um im Sinne der Bundesbodenschutzverordnung Erosionsflächen zu identifizieren und den Bodenabtrag festzustellen? In: *Bodenschutz* 5, S. 123–128. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/2000_Auerswald-Bds.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Auerswald, Karl; Eicher, A. (1992): Comparison of German and Swiss Rainfall Simulators - Accuracy of Measurement and Effect of Rainfall Sequence on Runoff and Soil Loss Rates. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155 (3), S. 191–195. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550306, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Basic, F.; Kisic, I.; Mesic, M.; Nestroy, O.; Butorac, A. (2004): Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. In: *Soil and Tillage Research* 78 (2), S. 197–206. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.02.007.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.) (2010): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3). Online verfügbar unter http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_38585.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.) (2014): Cross Compliance 2014. Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen. Online verfügbar unter http://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/allgemein/publikationen/broschuere_cross_compliance.pdf, zuletzt geprüft am 04.04.2014.

Becher, H. H.; Auerswald, K.; Bernard, M. (1985): Erodibilität repräsentativer Böden der Hallertau. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (148), S. 670–680. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1985_Becher-PuB.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Beese, F.; Frielinghaus, M.; Buchwald, K. (Hrsg.) (1999): Schutz des Bodens. Von: Beese, F. et al.; Koordinierung: Frielinghaus, M. und Bork, H.-R. Bonn: Economica Verlag (Umweltschutz, 4).

Bernsdorf, B.; Fander, M. (1998): Fernerkundung, GIS und GPS: Aktuelle Techniken in der Bodenerosionsforschung. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 122–136.

Boardman, J.; Poesen, J. (Hrsg.) (2006): Soil erosion in Europe. Hoboken, NJ: Wiley-Interscience.

Brandhuber, R. (2010): Erosionsgefährdungskataster: Umsetzung in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3), S. 19–30.

Brandhuber, R. (2010): Neue Auflagen zum Erosionsschutz in der Landwirtschaft im Rahmen von Cross Compliance. In: Stadt Marktredwitz (Hrsg.): 6. Marktredwitzer Bodenschutztage. Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. Marktredwitz, Bayern, 06. - 08. Oktober 2010. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit; Bayerisches Landesamt für Umwelt. Tagungsband 6, S. 52–58. Online verfügbar unter
http://www.lfu.bayern.de/boden/bodenschutztage/doc/0_mbt2010_tagungband.pdf#page=53, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Brand-Sassen, H. (2004): Bodenschutz in der deutschen Landwirtschaft – Stand und Verbesserungsmöglichkeiten. Dissertation. Georg-August-Universität, Göttingen. Fakultät für Agrarwissenschaften. Online verfügbar unter http://d-nb.info/97265982X/34, zuletzt geprüft am 03.10.2013.

Breburda, J.; Richter, G. (1998): Kurze Geschichte der Bodenerosion und ihrer Erforschung in Mitteleuropa. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 21–29.

Brunotte, J. (2003): Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis: Bodenerosion mindern, Bodenleben fördern. [Good practice management – reducing soil erosion, promoting soil life]. In: R. Artmann und F. J. Bockisch (Hrsg.): Nachhaltige Bodennutzung – aus technischer, pflanzenbaulicher, ökologischer und ökonomischer Sicht: Tagungsband zum Symposium am 16. Oktober 2003 im Forum der FAL. Gemeinsame Veranstaltung der FAL, Institut für Betriebstechnik und Bauforschung und des Kuratoriumsfür Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Braunschweig, 16. Oktober 2003. FAL & KTBL. Sonderheft 256, S. 79–86. Online verfügbar unter http://d-nb.info/996796150/34#page=82, zuletzt geprüft am 02.10.2013.

Bryan, R. B. (2000): Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. In: *Geomorphology* 32 (3-4), S. 385–415. Online verfügbar unter http://ac.els-cdn.com/S0169555X99001051/1-s2.0-S0169555X99001051-main.pdf?_tid=0bac1752-1b89-11e3-92e6-00000aacb360&acdnat=1378976297_bfccf566c6fd0feb3bc67e03ad128c8f, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) (Hrsg.) (2002): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. Online verfügbar unter http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/Broschuere_GfP_Bodenschutz.pdf, zuletzt geprüft am 11.03.2014.

Cerdan, O.; Govers, G.; Le Bissonnais, Y.; van Oost, K.; Poesen, J.; Saby, N.; Gobin, A.; Vacca, A.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, A.; Kwaad, F.J.P.M.; Raclot, D.; Ionita, I.; Rejman, J.; Rousseva, S.; Muxart, T.; Roxo, M.J.; Dostal, T. (2010): Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. In: *Geomorphology* 122 (1-2), S. 167–177. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Cerdan, O.; Poesen, J.; Govers, G.; Saby, N.; Le Bissonais, Y.; Gobin, A.; Vacca, A.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, A.; Kwaad, F.; Roxo, M. J. (2006): Sheet and Rill Erosion. In: J. Boardman und J. Poesen (Hrsg.): Soil erosion in Europe. Hoboken, NJ: Wiley-Interscience, S. 501–513. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/2006_Cerdan-EiE.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Demmel, M.; Kirchmeier, H.; Weber, A. (2010): Bestellverfahren für Mais – Stand der Technik und Entwicklung. In: G. Wendl (Hrsg.): Technik im Ackerbau - schlagkräftig und effizient. Landtechnische Jahrestagung. Deggendorf, 10.11.2010. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 10), S. 33–43.

Deumlich, D. (1999): Erosive Niederschläge und ihre Eintrittswahrscheinlichkeit im Nordosten Deutschlands. In: *Meteorologische Zeitschrift* N.F. 8, S. 155–161. Online verfügbar unter http://www.researchgate.net/profile/Detlef_Deumlich/publication/234061232_DEUMLICH_D._(1999)_Erosive_Niederschlge_und_ihre_Eintrittswahrscheinlichkeit_im_Nordosten_Deutschlands._-_Meteorologische_Zeitschrift_N.F._8_155-161/file/d912f50ebe27be6aba.pdf, zuletzt geprüft am 05.04.2014.

Deumlich, D. (2009): Beeinflusst historische Landnutzung die aktuelle Bodenerosion? In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Jahrestagung der DBG, Kommission VI. Böden – eine endliche Ressource. Bonn, 5.-13. September 2009 (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/144/, zuletzt geprüft am 19.09.2013.

Deumlich, D.; Funk, R.; Frielinghaus, M.; Schmidt, W. A.; Nitzsche, O. (2006): Basics of effective erosion control in German agriculture. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169 (3), S. 370–381. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200621983, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) (2009): Jahrestagung der DBG, Kommission VI. Böden – eine endliche Ressource. Bonn, 5.-13. September 2009 (Berichte der DBG).

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) (2010): Gemeinsame Sitzung Kommission III DBG und Fachgruppe 4 Bundesverband Boden. Boden und Standortqualität – Bioindikation mit Regenwürmern. Osnabrück, 25.-26. Februar 2010 (Berichte der DBG).

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) (2010): Workshop der Kommissionen VI u. IV der DBG+DGP. Veranstalter Kommission VI/IV der DBG und DGP. Anbau nachwachsender Rohstoffe: Wirkungen auf Bodeneigenschaften, Funktionen und Emissionen in Bezug auf Klima- und Gewässerschutz. Müncheberg, 7.-8.9.2010 (Berichte der DBG).

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) (2011): Jahrestagung DBG Berlin. Kommission IV der DBG. Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen. Berlin, 3.9. - 9.09.2011 (Berichte der DBG).

Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.) (2013): DBG-Workshop „Erosion" 2013, Komm. VI: Bodenerosion durch Wind und Wasser. Titel des Workshops: Möglichkeiten modellgestützter Bodenerosionsermittlung - Anwendung des Modells Erosion 3D. Veranstalter: DBG, 13. - 15. März 2013, Berlin (Berichte der DBG).

Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.) (1999): Nachhaltige Landwirtschaft : Wege zum neuen Leitbild. [Red.: Hövelmann, L.; Rupalla, R.]. Frankfurt am Main: DLG-Verlag (Arbeiten der DLG [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft], Bd. 195).

Deutsche Maiskomitee e.V. (26.03.2014): DMK erwartet Wachstum beim Ökomais-Anbau. Online verfügbar unter http://www.maiskomitee.de/web/intranet/news.aspx?news=88124ca3-36f5-42bb-838c-0139c1eea8a5, zuletzt geprüft am 08.08.2014.

Deutsche Maiskomitee e.V. (28.05.2014): Prognose: Maisanbaufläche steigt um 3,5 Prozent. Online verfügbar unter http://www.maiskomitee.de/web/intranet/news.aspx?news=117a40dc-cb56-45bd-89f2-77293771ab32, zuletzt geprüft am 08.08.2014.

Deutsche Maiskomitee e.V. (25.06.2014): Bodenbearbeitung ohne Pflug auf dem Vormarsch. Online verfügbar unter http://www.maiskomitee.de/web/intranet/news.aspx?news=aec34293-71c6-4407-b0d9-a141d3f9672e, zuletzt geprüft am 08.08.2014.

Dierauer, H.; Böhler, D. (2012): Direktsaat Mais im Biolandbau. Zwischenbericht. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL). Frick. Online verfügbar unter http://orgprints.org/22242/1/dierauer-boehler-2012-Direktsaat-Mais-zwischenbericht.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2013.

Dierauer, H.; Böhler, D.; Kupferschmid, C. (2012): Abwehrmassnahmen gegen Krähenfrass im Mais 2012. Zwischenbericht. Ergebnisse aus Praxisversuchen mit Ballonen und gebeiztem Saatgut. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL). CH Frick. Online verfügbar unter

http://orgprints.org/22246/1/dierauer-etal-2012-Zwischenbericht-Kraehen.pdf, zuletzt geprüft am 24.09.2013.

Dotterweich, M. (2013): The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—A global synopsis. In: *Geomorphology* 201, S. 1–34. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.07.021, zuletzt geprüft am 05.01.2014.

EEA (1999): Environment in the European Union at the turn of the century. Luxembourg, Lanham, MD: Office for Official Publications of the European Communities; Bernan Associates [distributor] (Environmental assessment report, no. 2).

Eisenhauer, N. (Hrsg.) (1992): Sediment management : 5th International symposium on river sedimentation. Unter Mitarbeit von P. A. Larsen. Karlsruhe: University of Karlsruhe, Institute of Hydraulic Structures and Agricultural Engineering.

El Kateb, H.; Zhang, H.; Zhang, P.; Mosandl, R. (2013): Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. In: *CATENA* 105, S. 1–10. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.012, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Entrup, N. L. (1999): Integrierter Landbau und sein Beitrag zur nachhaltigen Landbewirtschaftung. In: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft : Wege zum neuen Leitbild. [Red.: Hövelmann, L.; Rupalla, R.]. Frankfurt am Main: DLG-Verlag (Arbeiten der DLG [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft], Bd. 195), S. 75–105.

Evans, R.; Brazier, R. (2005): Evaluation of modelled spatially distributed predictions of soil erosion by water versus field-based assessments. In: *Environmental Science & Policy* 8 (5), S. 493–501. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2005.04.009, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Fattet, M.; Fu, Y.; Ghestem, M.; Ma, W.; Foulonneau, M.; Nespoulous, J.; Le Bissonnais, Y.; Stokes, A. (2011): Effects of vegetation type on soil resistance to erosion: Relationship between aggregate stability and shear strength. In: *CATENA* 87 (1), S. 60–69. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.05.006, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Fiener, P.; Auerswald, K. (2006): Influence of scale and land use pattern on the efficacy of grassed waterways to control runoff. In: *Ecological Engineering* 27 (3), S. 208–218. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.02.005, zuletzt geprüft am 06.10.2013.

Fiener, P.; Auerswald, K. (2006): Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe. In: *Soil and Tillage Research* 87 (1), S. 48–58. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.035, zuletzt geprüft am 06.10.2013.

Fiener, P.; Auerswald, K. (2007): Rotation Effects of Potato, Maize, and Winter Wheat on Soil Erosion by Water. In: *Soil Science Society of America Journal* 71 (6), S. 1919–1925. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0355, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Fiener, P.; Auerswald, K.; van Oost, K. (2011): Spatio-temporal patterns in land use and management affecting surface runoff response of agricultural catchments—A review. In: *Earth-Science Reviews* 106 (1-2), S. 92–104. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.004, zuletzt geprüft am 02.04.2014.

Fiener, P.; Neuhaus, P.; Botschek, J. (2013): Long-term trends in rainfall erosivity–analysis of high resolution precipitation time series (1937–2007) from Western Germany. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 171-172, S. 115–123. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.011, zuletzt geprüft am 22.09.2013.

Fiener, P.; Seibert, S. P.; Auerswald, K. (2011): A compilation and meta-analysis of rainfall simulation data on arable soils. In: *Journal of Hydrology* 409 (1-2), S. 395–406. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.034, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Flacke, W.; Auerswald, K.; Neufang, L. (1990): Combining a modified Universal Soil Loss Equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. In: *CA-TENA* 17 (4-5), S. 383–397. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0341-8162(90)90040-K, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

FOCUS Online (16.07.2014): Folgen des Klimawandels? Gewitterserie über Mittelhessen. Online verfügbar unter http://www.focus.de/regional/offenbach-am-main/folgen-des-klimawandels-gewitterserie-ueber-mittelhessen_id_3994950.html, zuletzt geprüft am 08.08.2014.

Foster, G. R.; Toy, T. E.; Renard, K. G. (2003): Comparison of the USLE, RUSLE1.06 and RUSLE2 for application to highly disturbed lands. In: *First Interagency Conference on Research in Watersheds,* 27. – 30. Oktober (US Department of Agriculture), S. 154–160. Online verfügbar unter http://www.tucson.ars.ag.gov/icrw/proceedings/foster.pdf, zuletzt geprüft am 29.07.2014.

Freyer, B. (Hrsg.) (2003): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau von 24.- 26. Februar 2003. 1. Aufl. Wien: Universität für Bodenkultur, Institut für Ökologischen Landbau.

Frielinghaus, M. (1998): Bodenschutzprobleme in Ostdeutschland. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 204–221.

Frielinghaus, M.; Beese, F.; Ellerbrock, R.; Müller, L.; Rogasik, H. (1999): Risiken der Bodennutzung und Indikation von schädlichen Bodenveränderungen in der Gegenwart. In: F. Beese, M. Frielinghaus und K. Buchwald (Hrsg.): Schutz des Bodens. Von: Beese, F. et al.; Koordinierung: Frielinghaus, M. und Bork, H.-R. Bonn: Economica Verlag (Umweltschutz, 4), S. 29–51.

Frielinghaus, M.; Deumlich, D.; Funk, R.; Schäfer, H.; Beese, F.; Ellerbrock, R.; Müller, L.; Rogasik, H. (1999): Modelle und Methoden zur Abschätzung der Risiken der Bodennutzung. In: F. Beese, M. Frielinghaus und K. Buchwald (Hrsg.): Schutz des Bodens. Von: Beese, F. et al.; Koordinierung: Frielinghaus, M. und Bork, H.-R. Bonn: Economica Verlag (Umweltschutz, 4), S. 52–95.

Frielinghaus, M.; Schäfer, H. (1999): Umsetzung des praktischen Bodenschuztzes. In: F. Beese, M. Frielinghaus und K. Buchwald (Hrsg.): Schutz des Bodens. Von: Beese, F. et al.; Koordinierung: Frielinghaus, M. und Bork, H.-R. Bonn: Economica Verlag (Umweltschutz, 4), S. 96–117.

Gehring, K. (2014): Gewässerschutz: Gefahr erkannt, Gefahr gebannt. In: *top agrar* 5/2014, S. 92–95.

Geographisches Institut, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (2011): Erosionstagung. Verlieren wir den Boden unter den Füßen? - Erosionsprozesse und Massenbewegungen. Kiel, 11.02.2011. Online verfügbar unter http://erosiontagung.funpic.de/, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Germeier, C. U. (1997): Möglichkeiten und Grenzen des Anbaus von Winterzwischenfrüchten und der Anwendung von Verfahren reduzierter Bodenbearbeitung im ökologischen Maisanbau. In: U. Köpke und J.-A. Eisele (Hrsg.): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Berlin: Köster (Schriftenreihe / Institut für Organischen Landbau, 4), S. 403–409.

Gisler, S.; Liniger H. P.; Prasuhn, V. (2011): Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). In: *Agrarforschung Schweiz* 2 (4), S. 148–155. Online verfügbar unter http://www.agrarforschungschweiz.ch/artikel/deckblatt_pdfd_27.pdf#page=4, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Gobin, A.; Jones, R.; Kirkby, M.; Campling, P.; Govers, G.; Kosmas, C.; Gentile, A.R. (2004): Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. In: *Environmental Science & Policy* 7 (1), S. 25–38. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2003.09.004, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Goodrich, D. C.; Faurès, J.-M.; Woolhiser, D. A.; Lane, L. J.; Sorooshian, S. (1995): Measurement and analysis of small-scale convective storm rainfall variability. In: *Journal of Hydrology* 173 (1-4), S. 283–308. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(95)02703-R, zuletzt geprüft am 02.05.2014.

Govers, G. (1991): Rill erosion on arable land in Central Belgium: Rates, controls and predictability. In: *CATENA* 18 (2), S. 133–155. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0341-8162(91)90013-N, zuletzt geprüft am 19.05.2014.

Graß, R.; Scheffer, K. (2003): Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsenvorfrucht – Erfahrungen aus Forschung und Praxis. [Late seed and no tillage cultivation of maize after winterpeas - experiences from research and practice.]. In: B. Freyer (Hrsg.): Ökologischer Landbau der Zukunft. Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau von 24.- 26. Februar 2003. 1. Aufl. Wien: Universität für Bodenkultur, Institut für Ökologischen Landbau, S. 45–48. Online verfügbar unter http://orgprints.org/1231/1/grass-2003-spaetsaat-silomais.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Graß, R.; Scheffer, K. (2003): Kombinierter Anbau von Energie- und Futterpflanzen im Rahmen eines Fruchtfolgegliedes -Beispiel Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsenvorfrucht. In: D. Kauter, A. Kämpf, W. Claupein und W. Diepenbrock (Hrsg.): 46. Jahrestagung. Kurzfassungen der Vorträge und Poster. Gießen, 25. bis 27. September 2003. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Stuttgart: Verlag Günter Heimbach (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 15), S. 106–109. Online verfügbar unter http://orgprints.org/1265/1/pflanznebaut-energepfl.pdf, zuletzt geprüft am 24.09.2013.

Graß, R.; Stülpnagel, R.; Kuschnereit, S.; Wachendorf, M. (2009): Energiepflanzenanbau für die Biogaserzeugung im Ökologischen Landbau. In: J. Mayer, T. Alföldi, F. Leibner, D. Dubois et al. (Hrsg.): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, 11.-13. Februar 2009. Berlin: Köster, S. 398–401. Online verfügbar unter http://orgprints.org/13785/1/Grass_13785.pdf, zuletzt geprüft am 24.09.2013.

Haas, G. (2010): Wasserschutz im Ökologischen Landbau: Leitfaden für Land- und Wasserwirtschaft. [Water protection in organic farming - manual for the farming and water supply sector.]. Hg. v. Bundesprogramm Ökologischer Landbau (BÖL). AgrarIngenieurbüro Haas. D-Bad Honnef. Online verfügbar unter http://orgprints.org/16897/1/16897-06OE175-agraringenieurbuero-haas-2010-wasserschutz.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Hamed, Y.; Albergel, J.; Pépin, Y.; Asseline, J.; Nasri, S.; Zante, P.; Berndtsson, R.; El-Niazy, M.; Balah, M. (2002): Comparison between rainfall simulator erosion and observed reservoir sedimentation in an erosion-sensitive semiarid catchment. In: *CATENA* 50 (1), S. 1–16. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00089-9, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Harrach, T. (2010): Schutz der Ackerböden vor Verdichtung und Erosion durch reduzierte Bodenbearbeitung und Förderung der Regenwurmaktivität - Grundzüge eines Leitbildes „Anzustrebendes Bodengefüge“. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Gemeinsame Sitzung Kommission III DBG und Fachgruppe 4 Bundesverband Boden. Boden und Standortqualität – Bioindikation mit Regenwürmern. Osnabrück, 25.-26. Februar 2010 (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/494/, zuletzt geprüft am 18.09.2013.

Hassel, J. M.; Richter, G. (1992): Ein Vergleich deutscher und schweizerischer Regensimulatoren nach Regenstruktur und kinetischer Energie. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155 (3), S. 185–190. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550305, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Hassenpflug, W. (1998): Bodenerosion durch Wind. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 69–82.

Heß, J.; Rahmann, G. (Hrsg.) (2005): Ende der Nische. Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Kassel, 1. - 4. März 2005. Kassel: Kassel Univ. Press.

Hülsbergen, K. J. (Hrsg.) (2007): Bewertung ökologischer Betriebssysteme. Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. Beiträge zum KTBL-Fachgespräch "Systembewertung im Ökologischen Landbau" vom 14. bis 15. April 2005 in Freising. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift, 458).

Jebari, S.; Berndtsson, R.; Olsson, J.; Bahri, A. (2012): Soil erosion estimation based on rainfall disaggregation. In: *Journal of Hydrology* 436-437, S. 102–110. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.001, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Kagerer, J.; Auerswald, K. (1997): Erosionsprognose-Karten im Massstab 1:5000 für Flurbereinigungsverfahren und Landwirtschaftsberatung. Freising: Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur unf Pflanzenbau. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publdateien/1997_Kagerer.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Kainz, M. (2007): Ist die Allgemeine Bodenabtragsgleichung geeignet, den Bodenabtrag in ökologischen Lanbausystemen zu beschreiben? In: K. J. Hülsbergen (Hrsg.): Bewertung ökologischer Betriebssysteme. Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. Beiträge zum KTBL-Fachgespräch "Systembewertung im Ökologischen Landbau" vom 14. bis 15. April 2005 in Freising. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift, 458), S. 13–23.

Kainz, M.; Auerswald, K.; Vöhringer, R. (1992): Comparison of German and Swiss Rainfall Simulators - Utility, Labour Demands and Costs. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155 (1), S. 7–11. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19921550103, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Kainz, M.; Siebrecht, N.; Reents, H. J. (2009): Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion. In: J. Mayer, T. Alföldi, F. Leibner, D. Dubois et al. (Hrsg.): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, 11.-13. Februar 2009. Berlin: Köster, S. 53–56. Online verfügbar unter http://orgprints.org/14385/1/Kainz_14385.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Kauter, D.; Kämpf, A.; Claupein, W.; Diepenbrock, W. (Hrsg.) (2003): 46. Jahrestagung. Kurzfassungen der Vorträge und Poster. Gießen, 25. bis 27. September 2003. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Stuttgart: Verlag Günter Heimbach (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 15). Online verfügbar unter http://www.gpw.uni-kiel.de/de/jahrestagung/tagungsbaende/tagungsband_2003.pdf, zuletzt geprüft am 24.09.2013.

Kehl, M.; Everding, C.; Botschek, J.; Skowronek, A. (2005): Erosion processes and erodibility of cultivated soils in North Rhine-Westphalia under artificial rain. I. Site characteristics and results of laboratory experiments. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168 (1), S. 34–44. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421382, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Kinnell, P.I.A. (2001): Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. In: *Soil and Tillage Research* 58 (1-2), S. 11–17. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00179-3, zuletzt geprüft am 28.07.2014.

Kinnell, P.I.A. (2010): Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. In: *Journal of Hydrology* 385 (1-4), S. 384–397. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.024, zuletzt geprüft am 28.07.2014.

Köller, K.; Linke, C. (2001): Erfolgreicher Ackerbau ohne Pflug. [wissenschaftliche Ergebnisse - praktische Erfahrungen]. 2., neu überarb. und erw. Aufl. Frankfurt am Main: DLG-Verl.

Konz, N.; Prasuhn, V.; Alewell, C. (2012): On the measurement of alpine soil erosion. In: *CATENA* 91, S. 63–71. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.09.010, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Köpke, U.; Eisele, J.-A. (Hrsg.) (1997): Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Institut für Organischen Landbau. Berlin: Köster (Schriftenreihe / Institut für Organischen Landbau, 4).

Kosmas, C.; Danalatos, N.; Cammeraat, L.H.; Chabart, M.; Diamantopoulos, J.; Farand, R.; Gutierrez, L.; Jacob, A.; Marques, H.; Martinez-Fernandez, J.; Mizara, A.; Moustakas, N.; Nicolau, J.M.; Oliveros, C.; Pinna, G.; Puddu, R.; Puigdefabregas, J.; Roxo, M.; Simao, A.; Stamou, G.; Tomasi, N.; Usai, D.; Vacca, A. (1997): The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. In: *CATENA* 29 (1), S. 45–59. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00062-8, zuletzt geprüft am 19.05.2014.

Kreitmayr, J.; Mayr, K. (2010): Bewirtschaftungskonzepte bei Cross-Compliance-Auflagen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3), S. 39–48.

Kuhwald, M.; Hartmann, T. (2011): Risikofaktor Bodenerosion: Bewertung der Bodenfruchtbarkeitsgefährdung mit Hilfe der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung. In: Erosionstagung. Verlieren wir den Boden unter den Füßen? - Erosionsprozesse und Massenbewegungen. Kiel, 11.02.2011. Geographisches Institut, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Online verfügbar unter http://erosiontagung.funpic.de/downloads/ABAG_Kuhwald_Hartmann_final.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Kwaad, F.J.P.M.; van der Zijp, M.; van Dijk, P.M. (1998): Soil conservation and maize cropping systems on sloping loess soils in the Netherlands. In: *Soil and Tillage Research* 46 (1-2), S. 13–21. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(98)80103-7, zuletzt geprüft am 26.05.2014.

Kwaad, F.J.P.M.; van Mulligen, E.J. (1991): Cropping system effects of maize on infiltration, runoff and erosion on loess soils in South-Limbourg (The Netherlands): A comparison of two rainfall events. In: *Soil Technology* 4 (3), S. 281–295. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0933-3630(91)90007-A, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Laloy, E.; Bielders, C. L. (2010): Effect of Intercropping Period Management on Runoff and Erosion in a Maize Cropping System. In: *Journal of Environment Quality* 39 (3), S. 1001–1008. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.2134/jeq2009.0239, zuletzt geprüft am 28.05.2014.

Leser, H.; Prasuhn, V.; Schaub, D. (1998): Bodenerosion und Landschaftshaushalt. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 97–109.

Leys, A.; Govers, G.; Gillijns, K.; Berckmoes, E.; Takken, I. (2010): Scale effects on runoff and erosion losses from arable land under conservation and conventional tillage: The role of residue cover. In: *Journal of Hydrology* 390 (3-4), S. 143–154. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.034, zuletzt geprüft am 26.05.2014.

Liedgens, M.; Stamp, P. (2003): Die Veränderung des Bodenwassergehalts von Mais (*Zea mays* L.) durch lebenden Italienisch Raigras-Mulch (*Lolium multiflorum* Lam.). In: D. Kauter, A. Kämpf, W. Claupein und W. Diepenbrock (Hrsg.): 46. Jahrestagung. Kurzfassungen der Vorträge und Poster. Gießen, 25. bis 27. September 2003. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Stuttgart: Verlag Günter Heimbach (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 15), S. 328–329.

Maetens, W.; Poesen, J.; Vanmaercke, M. (2012): How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? In: *Earth-Science Reviews* 115 (1-2), S. 21–36. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.08.003, zuletzt geprüft am 05.01.2014.

Malcharek, A. (2010): Förderungsmöglichkeiten für Erosionsschutzmaßnahmen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirt-

schaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3), S. 49–53.

Martín-Fernández, L.; Martínez-Núñez, M. (2011): An empirical approach to estimate soil erosion risk in Spain. In: *Science of The Total Environment* 409 (17), S. 3114–3123. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.010, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Mayer, J.; Alföldi, T.; Leibner, F.; Dubois, D.; Fried, P.; Heckendorn, F.; Hillmann, E.; Klocke, P.; Lüscher, A.; Riedel, S.; Stolze, M.; Strasser, F.; van der Heijden, M.; Willer, H. (Hrsg.) (2009): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, 11.-13. Februar 2009. Berlin: Köster. Online verfügbar unter http://orgprints.org/15160/1/band-01-gesamt-exemplar-oe.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Mbagwu, J.S.C.; Auerswald, K. (1999): Relationship of percolation stability of soil aggregates to land use, selected properties, structural indices and simulated rainfall erosion. In: *Soil and Tillage Research* 50 (3-4), S. 197–206. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00006-9, zuletzt geprüft am 06.10.2013.

Meier, S. (2010): Bodenerosionsmodellierung in verschiedenen Skalen : Modellvergleiche und Praxistauglichkeit am Beispiel von zwei Einzugsgebieten im Baselbieter Tafeljura (Kanton Basel-Landschaft/Schweiz). Dissertation. Universität Basel. Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät. Online verfügbar unter http://edoc.unibas.ch/diss/DissB_9122, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Merritt, W.S.; Letcher, R.A.; Jakeman, A.J. (2003): A review of erosion and sediment transport models. In: *Environmental Modelling & Software* 18 (8-9), S. 761–799. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Meusburger, K.; Konz, N.; Schaub, M.; Alewell, C. (2010): Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12 (3), S. 208–215. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2010.02.004, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Meusburger, K.; Steel, A.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Alewell, C. (2012): Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16 (1), S. 167–177. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-167-2012, zuletzt geprüft am 27.09.2013.

Michel, J.; Nitzsche, O.; Hänsel, M. (2005): Bodenerosion und Oberflächenabfluss auf einer ökologisch bewirtschafteten Ackerfläche im Sächsischen Lößhügelland. [Soil erosion and surface flow on an organically cultivated field in the saxon loess hill region.]. In: J. Heß und G. Rahmann (Hrsg.): Ende der Nische. Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Kassel, 1. - 4. März 2005. Kassel: Kassel Univ. Press, S. 27–28. Online verfügbar unter http://orgprints.org/3436/1/3436.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Mirschel, W.; Wieland, R.; Voss, M.; Ajibefun, I.; Deumlich, D. (2006): Spatial Analysis and Modeling Tool (SAMT). 2. Applications. In: *Ecological Informatics* 1 (1), S. 77–85. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2005.10.004, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Morgan R.P.C.; Quinton J.N.; Smith R.E.; Govers G.; Poesen J.W.A.; Auerswald K.; Chisci G.; Torri D.; Styczen M.E. (1998): The European soil erosion model (EUROSEM): A process-based approach for predicting soil loss from fields and small catchments. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 23, S. 527–544. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publdateien/1998_Morgan-ESPL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Morvan, X.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Le Bas, C.; Jones, R.J.A.; Verheijen, F.G.A.; Bellamy, P.H.; Stephens, M.; Kibblewhite, M.G. (2008): Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. In: *Science of The Total Environment* 391 (1), S. 1–12. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.046, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Mullan, D. (2013): Soil erosion under the impacts of future climate change: Assessing the statistical significance of future changes and the potential on-site and off-site problems. In: *CATENA* 109, S. 234–246. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.007, zuletzt geprüft am 26.05.2014.

Mullan, D.; Favis-Mortlock, D.; Fealy, R. (2012): Addressing key limitations associated with modelling soil erosion under the impacts of future climate change. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 156, S. 18–30. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.12.004, zuletzt geprüft am 26.05.2014.

Müller, C.; Siebrecht, N.; Reents, H.-J; Brandhuber, R.; Kainz, M. (2009): Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion – Beitrag 2: Einfluss des Leguminosenmangements auf Merkmale der Bodenerodibilität. In: J. Mayer, T. Alföldi, F. Leibner, D. Dubois et al. (Hrsg.): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, 11.-13. Februar 2009. Berlin: Köster, S. 57–60. Online verfügbar unter http://orgprints.org/14158/1/M%C3%BCller_14158.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Neufang L.; Auerswald K.; Flacke W. (1989): Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG - Ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung. In: *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 66, S. 771–789. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1989_Neufang_ByLwJb.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Neufang L.; Auerswald K.; Flacke W. (1989): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Anwendung der dABAG in der Flurbereinigung und Landwirtschaftsberatung. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 30, S. 233–241. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1989_Neufang-KuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Nigel, R.; Rughooputh, S. D.D.V. (2010): Soil erosion risk mapping with new datasets: An improved identification and prioritisation of high erosion risk areas. In: *CATENA* 82 (3), S. 191–205. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2010.06.005, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Nyakatawa, E. Z.; Jakkula, V.; Reddy, K. C.; Lemunyon, J. L.; Norris Jr., B. E. (2007): Soil erosion estimation in conservation tillage systems with poultry litter application using RUSLE 2.0 model. In: *Soil and Tillage Research* 94 (2), S. 410–419. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2006.09.003, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Park, S.; Oh, C.; Jeon, S.; Jung, H.; Choi, C. (2011): Soil erosion risk in Korean watersheds, assessed using the revised universal soil loss equation. In: *Journal of Hydrology* 399 (3-4), S. 263–273. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.004, zuletzt geprüft am 28.07.2014.

Pekrun, C.; Wachendorf, M.; Müller, T.; Utermann, J.; Düker, A. (Hrsg.) (2012): Bodenfruchtbarkeit – Bedeutung und Bestimmung in Pflanzenbau und Bodenkunde. Gemeinsame Tagung der Kommissionen IV (Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung) und VI (Bodenschutz und Bodentechnologie) der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft sowie der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. Berlin, 24.-27.09.2012. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Göttingen: Liddy Halm (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Band 24). Online verfügbar unter http://www.gpw.uni-kiel.de/de/jahrestagung/tagungsbaende/tagungsband_2012.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Piorr, A.; Werner, W. (1999): Nachhaltige Landbewirtschaftung im Vergleich - Bewertung anhand von Umweltindikatoren. In: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft : Wege zum neuen Leitbild. [Red.: Hövelmann, L.; Rupalla, R.]. Frankfurt am Main: DLG-Verlag (Arbeiten der DLG [Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft], Bd. 195), S. 121–149.

Prasuhn, V. (1993): Vergleich deutscher und schweizer Regensimulatoren - Einfluß der Regeneigenschaften auf die Bodenoberflächenrauhigkeit. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156 (1), S. 33–37. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19931560106, zuletzt geprüft am 10.09.2013.

Prasuhn, V. (2009): Ergebnisse eines Langzeit-Monitorings von Bodenerosion in der Schweiz. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Jahrestagung der DBG, Kommission VI. Böden – eine endliche Ressource. Bonn, 5.-13. September 2009 (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/311/, zuletzt geprüft am 18.09.2013.

Prasuhn, V. (2010): Zeitliche Variabilität von Bodenerosion – Analyse von 10 Jahren Erosionsschadenskartierungen im Schweizer Mittelland. [Temporal variability of soil erosion – A 10 year analysis of soil erosion damage mapping in the Swiss Midlands]. In: *Die Bodenkultur* 61 (2), S. 48–57. Online verfügbar unter http://www.boku.ac.at/diebodenkultur/volltexte/band-61/heft-2/Prasuhn.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Prasuhn, V. (2011): Soil erosion in the Swiss midlands: Results of a 10-year field survey. In: *Geomorphology* 126 (1-2), S. 32–41. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.10.023, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Prasuhn, V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. In: *Soil and Tillage Research* 120, S. 137–146. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.01.002, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Prasuhn, V.; Liniger, H.; Gisler, S.; Herweg, K.; Candinas, A.; Clément, J. P. (2013): A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. In: *Land Use Policy* 32, S. 281–291. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.11.006, zuletzt geprüft am 22.09.2013.

Reents, H. J.; Müller, C.; Siebrecht, N.; Kainz, M.; Brandhuber, R. (2009): Einfluss des Leguminosen-Managements auf die Anfälligkeit des Bodens gegen Erosion. In: K. Wiesinger und K. Cais (Hrsg.): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. Ökolandbautag 2009, Tagungsband. Schriftenreihe der LfL, 7, S. 119–123. Online verfügbar unter http://orgprints.org/16272/1/Reents-et-al_2009_Leguminosen_Management.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C. (1997): Predicting soil erosion by water. A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Washington, D.C: U.S. Dept. of Agriculture, Agricultural Research Service; For sale by the U.S. G.P.O., Supt. of Docs. (Agriculture handbook, no. 703).

Richter, G. (Hrsg.) (1998): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

Richter, G. (1998): Bodenerosion und Kulturlandschaft. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 83–94.

Richter, M.; Gentzen, U. (2011): Ist der Boden noch zu retten? – Auswirkung des Klimawandels auf Bodenerosionsprozesse am Beispiel Ostdeutschlands. In: Erosionstagung. Verlieren wir den Boden unter den Füßen? - Erosionsprozesse und Massenbewegungen. Kiel, 11.02.2011. Geographisches Institut, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Online verfügbar unter http://erosiontagung.funpic.de/downloads/M.Richter%20u.%20U.Gentzen_Bodenerosion%20u.%20Klimawandel%20Dt.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Rieger, D. (2009): Nachhaltige landwirtschaftliche Maßnahmen zum Erosions- und Hochwasserschutz. Bestandsaufnahme und erste Ergebnisse eines Beispiels in Nordostthüringen. Sonderdruck. In: *Bodenschutz* 14. Jahrgang (3. Quartal), S. 72–76. Online verfügbar unter http://www.ewlw.de/pdf/Bodenschutz.pdf, zuletzt geprüft am 26.09.2013.

Rippel, R. (2010): Bodenerosion in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3), S. 7–18.

Rodríguez, O.S. (1997): Hedgerows and mulch as soil conservation measures evaluated under field simulated rainfall. In: *Soil Technology* 11 (1), S. 79–93. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0933-3630(96)00117-1, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Rogler, H.; Schwertmann, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 22, S. 99–112. Online verfügbar unter http://www.roglernet.de/erosion/DA-Veroeffentl.pdf, zuletzt geprüft am 27.09.2013.

Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreß, M. H. (Hrsg.) (1988): Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Roth, Christian H.; Helming, K.; Fohrer, N. (1995): Oberflächenverschlammung und Abflußbildung auf Böden aus Löß und pleistozänen Sedimenten. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158 (1), S. 43–53. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19951580109, zuletzt geprüft am 10.09.201312.01.2007.

Rüttimann, M.; Schaub, D.; Prasuhn, V.; Rüegg, W. (1995): Measurement of runoff and soil erosion on regularly cultivated fields in Switzerland — some critical considerations. In: *CATENA* 25 (1-4), S. 127–139. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0341-8162(95)00005-D, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Ruysschaert, G.; Poesen, J.; Auerswald, K.; Verstraeten, G.; Govers, G. (2007): Soil losses due to potato harvesting at the regional scale in Belgium. In: *Soil Use & Management* 23 (2), S. 156–161. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00077.x.

SAS Institute Inc. (2009): SAS/STAT 9.2 User´s Guide. Second Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Sauerborn, P.; Klein, A.; Botschek, J.; Skowronek, A. (1999): Future rainfall erosivity derived from large-scale climate models — methods and scenarios for a humid region. In: *Geoderma* 93 (3-4), S. 269–276. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00068-3, zuletzt geprüft am 07.10.2013.

Scheffer, F.; Schachtschabel, P.; Blume, H. P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. Heidelberg, Berlin: Spektrum, Akad. Verl. (Spektrum Lehrbuch).

Scheffer, K. (2003): Der Anbau von Energiepflanzen als Chance einer weiteren Ökologisierung der Landnutzung. In: D. Kauter, A. Kämpf, W. Claupein und W. Diepenbrock (Hrsg.): 46. Jahrestagung. Kurzfassungen der Vorträge und Poster. Gießen, 25. bis 27. September 2003. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Stuttgart: Verlag Günter Heimbach (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 15), S. 114–119. Online verfügbar unter http://gruene-idstein.de/pdf/Scheffer_Energiepflanzen_und_%D6kologisierung.pdf, zuletzt geprüft am 24.09.2013.

Scherer, U.; Zehe, E.; Träbing, K.; Gerlinger, K. (2012): Prediction of soil detachment in agricultural loess catchments: Model development and parameterisation. In: *CATENA* 90, S. 63–75. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.11.003, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Schimmack, W.; Auerswald, K.; Bunzl, K. (2002): Estimation of soil erosion and deposition rates at an agricultural site in Bavaria, Germany, as derived from fallout radiocesium and plutonium as tracers. In: *Naturwissenschaften* 89 (1), S. 43–46. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/s00114-001-0281-z, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Schindewolf, M. (2012): Prozessbasierte Modellierung von Erosion, Deposition und partikelgebundenem Nähr- und Schadstofftransport in der Einzugsgebiets- und Regionalskala. Dissertation. Technische Universität Bergakademie Freiberg. Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau. Online

verfügbar unter http://tu-freiberg.de/fakult3/tbt/boden/pdf/Dissertation_Schindewolf_final.pdf, zuletzt geprüft am 19.09.2013.

Schindewolf, M.; Schmidt, J. (2012): Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation. In: *CATENA* 91, S. 47–55. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.007, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Schmidt, J. (1998): Modellbildung und Prognose zur Wassererosion. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 137–151.

Schmidt, W. (2010): Was machen die Nachbarn - Erosionsschutz in Sachsen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.): Erosionsschutz – Aktuelle Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan, 23.03.2010 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 3), S. 63–74.

Schneider, F.; Steiger, D.; Ledermann, T.; Fry, P.; Rist, S. (2012): No-tillage farming: co-creation of innovation through network building. In: *Land Degrad. Dev.* 23 (3), S. 242–255. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1002/ldr.1073, zuletzt geprüft am 28.05.2014.

Schröder R.; Auerswald K. (2000): Modellierung des Jahresgangs der verschlämmungsinduzierten Abflussbildung in kleinen landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. [Modelling the Seasonal Variation of a Seal-induced Runoff Generation in Small Agricultural Catchments]. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 41 (4), S. 167–172. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/2000_Schroeder-KuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Schulz, F. (2012): Vergleich ökologischer Betriebssysteme mit und ohne Viehhaltung bei unterschiedlicher Intensität der Grundbodenbearbeitung : Effekte auf Flächenproduktivität, Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit. [Comparison of organic farming systems with and without lifestock raising at different intensities of primary soil tillage]. Dissertation. Justus-Liebig-Universität, Gießen. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung II, Professur für Organischen Landbau. Online verfügbar unter http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2012/9058/, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

Seuffert, O. (1998): Zukunftsperspektiven der Bodenerosionsforschung. In: G. Richter (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 152–167.

Siebrecht, N. (2010): Indikatorengestützte Analyse der Erosionsgefährdung und des Biodiversitätspotenzials als Grundlage des Nachhaltigkeitsmanagements landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Dissertation Technische Universität München. Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme. 1. Aufl. Berlin: Köster (Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme, Bd. 1).

Siebrecht, N.; Kainz, M. (2009): Wirkungen des Ökologischen Landbaus auf Bodenerosion – Beitrag 3: Eignung bestehender Methoden, Defizite und Anpassungsbedarf. In: J. Mayer, T. Alföldi, F. Leibner, D. Dubois et al. (Hrsg.): Werte - Wege - Wirkungen: Biolandbau im Spannungsfeld zwischen Ernährungssicherung, Markt und Klimawandel. Beiträge zur 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, 11.-13. Februar 2009. Berlin: Köster, S. 75–78. Online verfügbar unter http://orgprints.org/14386/1/Siebrecht_14386.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Siebrecht, N.; Kainz, M.; Hülsbergen, K. J. (2009): Anpassung bestehender Methoden zur Abschätzung der Bodenerosion an die Bedingungen des Ökologischen Landbaus. [Adapting methods for assessment of soil erosion to the conditions of organic farming]. Hg. v. BÖLN (Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft). Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme. Online verfügbar unter

http://orgprints.org/18812/1/18812-06OE256-wzw_tum-kainz-2009-bodenerosion.pdf, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Siebrecht, N.; Kainz, M.; Reents, H. J.; Hülsbergen, K. J. (2012): Modifizierende Effekte von Anbausystemen im Erosionsprozess und deren Berücksichtigung in der Erosionsmodellierung. In: C. Pekrun, M. Wachendorf, T. Müller, J. Utermann und A. Düker (Hrsg.): Bodenfruchtbarkeit – Bedeutung und Bestimmung in Pflanzenbau und Bodenkunde. Gemeinsame Tagung der Kommissionen IV (Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung) und VI (Bodenschutz und Bodentechnologie) der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft sowie der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. Berlin, 24.-27.09.2012. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. Göttingen: Liddy Halm (Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Band 24), S. 72–73. Online verfügbar unter http://www.gpw.uni-kiel.de/de/jahrestagung/tagungsbaende/tagungsband_2012.pdf#page=87, zuletzt geprüft am 06.09.2013.

Siegrist, S.; Schaub, D.; Pfiffner, L.; Mäder, P. (1998): Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, S. 253–264. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00113-3, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Sommer, H. (2010): Untersuchungen zur Steigerung der Produktionsintensität im ökologischen Landbau am Beispiel des Lehr- und Versuchsbetriebes Gladbacherhof. 1. Aufl. Berlin: Köster (Gießener Schriften zum Ökologischen Landbau, 3).

Stadt Marktredwitz (Hrsg.) (2010): 6. Marktredwitzer Bodenschutztage. Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. Marktredwitz, Bayern, 06. - 08. Oktober 2010. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit; Bayerisches Landesamt für Umwelt. Tagungsband 6. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/boden/bodenschutztage/doc/0_mbt2010_tagungband.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2013.

Strauß, D.; Groth, S.; Sauer, T. (2010): KLIWA Forschungsvorhaben „Bodenabtrag durch Wassererosion in Folge von Klimaveränderungen". In: Stadt Marktredwitz (Hrsg.): 6. Marktredwitzer Bodenschutztage. Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung. Marktredwitz, Bayern, 06. - 08. Oktober 2010. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit; Bayerisches Landesamt für Umwelt. Tagungsband 6, S. 187–192.

Strauß, P.; Auerswald, K.; Klaghofer, E.; Blum W. E. H. (1995): Erosivität von Niederschlägen: Ein Vergleich Österreich - Bayern. [Rainfall Erosivity: A Comparison Austria - Bavaria]. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 36, S. 304–308. Online verfügbar unter http://www.wzw.tum.de/gruenland/people/Au_d-Dateien/au_publ-dateien/1995_Strauss-KuL.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2013.

Tetzlaff, B.; Friedrich, K.; Vorderbrügge, T.; Vereecken, H.; Wendland, F. (2013): Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters. In: *CATENA* 102, S. 13–20. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2011.08.001, zuletzt geprüft am 22.09.2013.

Trevini, M.; Benincasa, P.; Guiducci, M. (2013): Strip tillage effect on seedbed tilth and maize production in Northern Italy as case-study for the Southern Europe environment. In: *European Journal of Agronomy* 48, S. 50–56. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.02.007, zuletzt geprüft am 29.07.2014.

Vente, J. de; Poesen, J. (2005): Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. In: *Earth-Science Reviews* 71 (1-2), S. 95–125. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.02.002, zuletzt geprüft am 28.09.2013.

Verheijen, F.G.A.; Jones, R.J.A.; Rickson, R.J.; Smith, C.J. (2009): Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. In: *Earth-Science Reviews* 94 (1-4), S. 23–38. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Vogel, E.; Deumlich, D.; Kaupenjohann, M. (2013): Bodenerosion durch Energiemais – Evaluierung von Erosionsschutzkonzepten mit Erosion-3D. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): DBG-Workshop „Erosion" 2013, Komm. VI: Bodenerosion durch Wind und Wasser. Titel des Workshops: Möglichkeiten modellgestützter Bodenerosionsermittlung - Anwendung des Modells Erosion 3D. Veranstalter: DBG, 13. - 15. März 2013, Berlin (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/874/, zuletzt geprüft am 16.09.2013.

Volk, M.; Möller, M.; Wurbs, D. (2010): A pragmatic approach for soil erosion risk assessment within policy hierarchies. In: *Land Use Policy* 27 (4), S. 997–1009. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.12.011, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Wakatsuki, T.; Rasyidin, A. (1992): Rates of weathering and soil formation. In: *Geoderma* 52 (3-4), S. 251–263. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(92)90040-E, zuletzt geprüft am 19.05.2014.

Warren, S.D.; Mitasova, H.; Hohmann, M.G.; Landsberger, S.; Iskander, F. Y.; Ruzycki, T. S.; Senseman, G. M. (2005): Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soil Loss Equation for prediction of soil erosion and sediment deposition. In: *CATENA* 64 (2-3), S. 281–296. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2005.08.010, zuletzt geprüft am 17.09.2013.

Weik, C.; Billen, N.; Stahr, K.; Blümel, W. D. (2011): Umweltverträglicher Anbau von Energiepflanzen – Bewertung verschiedener Standorte in Hohenlohe mit Hilfe des EPIC - Modells. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Jahrestagung DBG Berlin. Kommission IV der DBG. Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen. Berlin, 3.9. - 9.09.2011 (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/767/, zuletzt geprüft am 18.09.2013.

Wendl, G. (Hrsg.) (2010): Technik im Ackerbau - schlagkräftig und effizient. Landtechnische Jahrestagung. Deggendorf, 10.11.2010. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 10). Online verfügbar unter http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/p_40349.pdf#page=33, zuletzt geprüft am 29.07.2014.

Wiesinger, K.; Cais, K. (Hrsg.) (2009): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. Ökolandbautag 2009, Tagungsband. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Schriftenreihe der LfL, 7.

Willms, M.; Deumlich, D.; Specka, X.; Nendel, C. (2010): Wassererosion auf Silomaisflächen – eine vergleichende Studie verschiedener Anbauverfahren. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Workshop der Kommissionen VI u. IV der DBG+DGP. Veranstalter Kommission VI/IV der DBG und DGP. Anbau nachwachsender Rohstoffe: Wirkungen auf Bodeneigenschaften, Funktionen und Emissionen in Bezug auf Klima- und Gewässerschutz. Müncheberg, 7.-8.9.2010 (Berichte der DBG). Online verfügbar unter http://eprints.dbges.de/515/, zuletzt geprüft am 19.09.2013.

Xu, L.; Xu, X.; Meng, X. (2013): Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with Information Diffusion Model: A case study of Bohai Rim, China. In: *CATENA* 100, S. 74–82. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.012, zuletzt geprüft am 23.09.2013.

Zeiger, M.; Fohrer, N. (2009): Impact of organic farming systems on runoff formation processes – A long-term sequential rainfall experiment. In: *Soil and Tillage Research* 102 (1), S. 45–54. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.07.024, zuletzt geprüft am 12.09.2013.

Zhang, H.; Yang, Q.; Li, R.; Liu, Q.; Moore, D.; He, P.; Ritsema, C. J.; Geissen, V. (2013): Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. In: *Computers & Geosciences* 52, S. 177–188. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2012.09.027, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Zhou, Z. C.; Shangguan, Z. P. (2008): Effect of Ryegrasses on Soil Runoff and Sediment Control. In: *Pedosphere* 18 (1), S. 131–136. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(07)60111-8, zuletzt geprüft am 29.09.2013.

Anhang

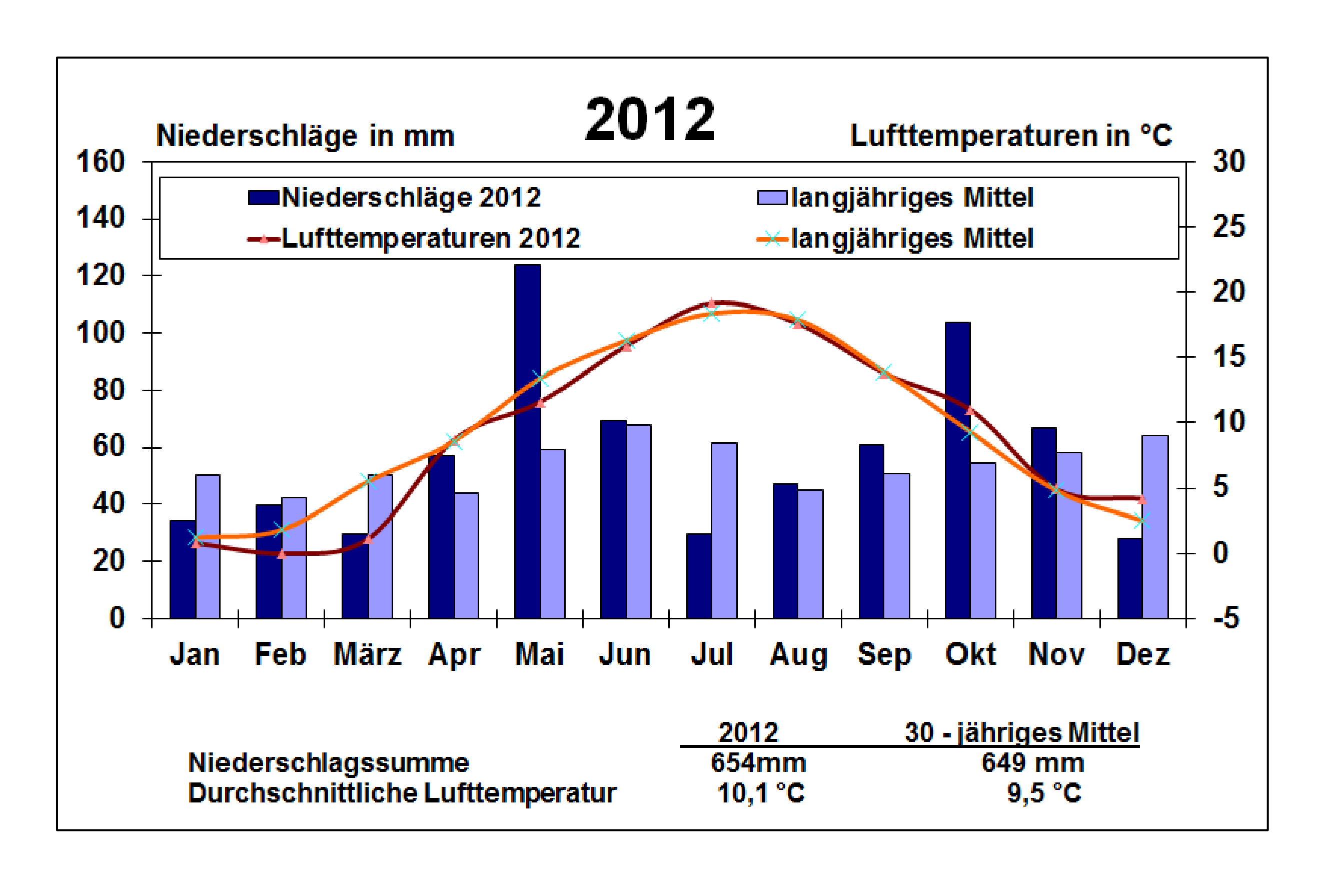


Abb. A-1: Klimadiagramm des Gladbacherhofs mit den Wetterdaten von 2012

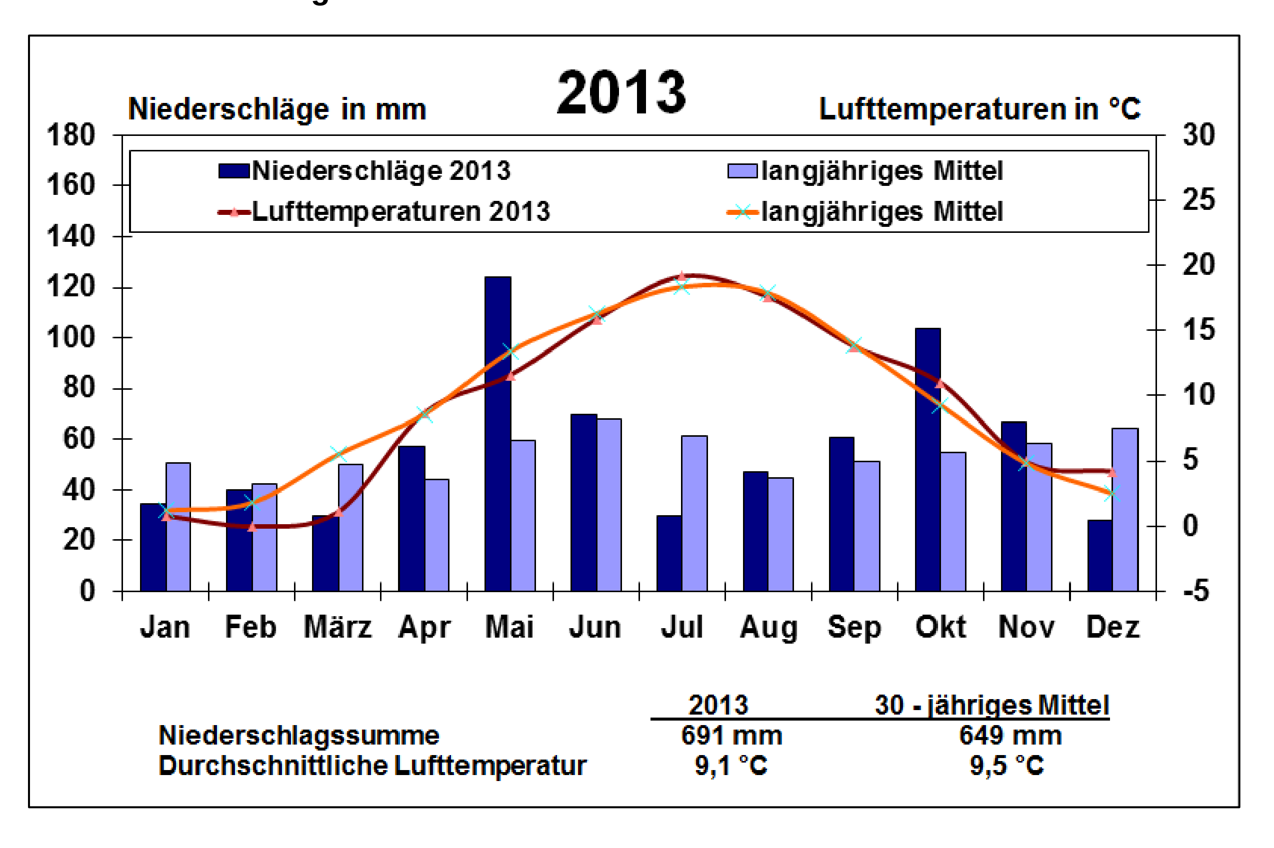


Abb. A-2: Klimadiagramm des Gladbacherhofs mit den Wetterdaten von 2013

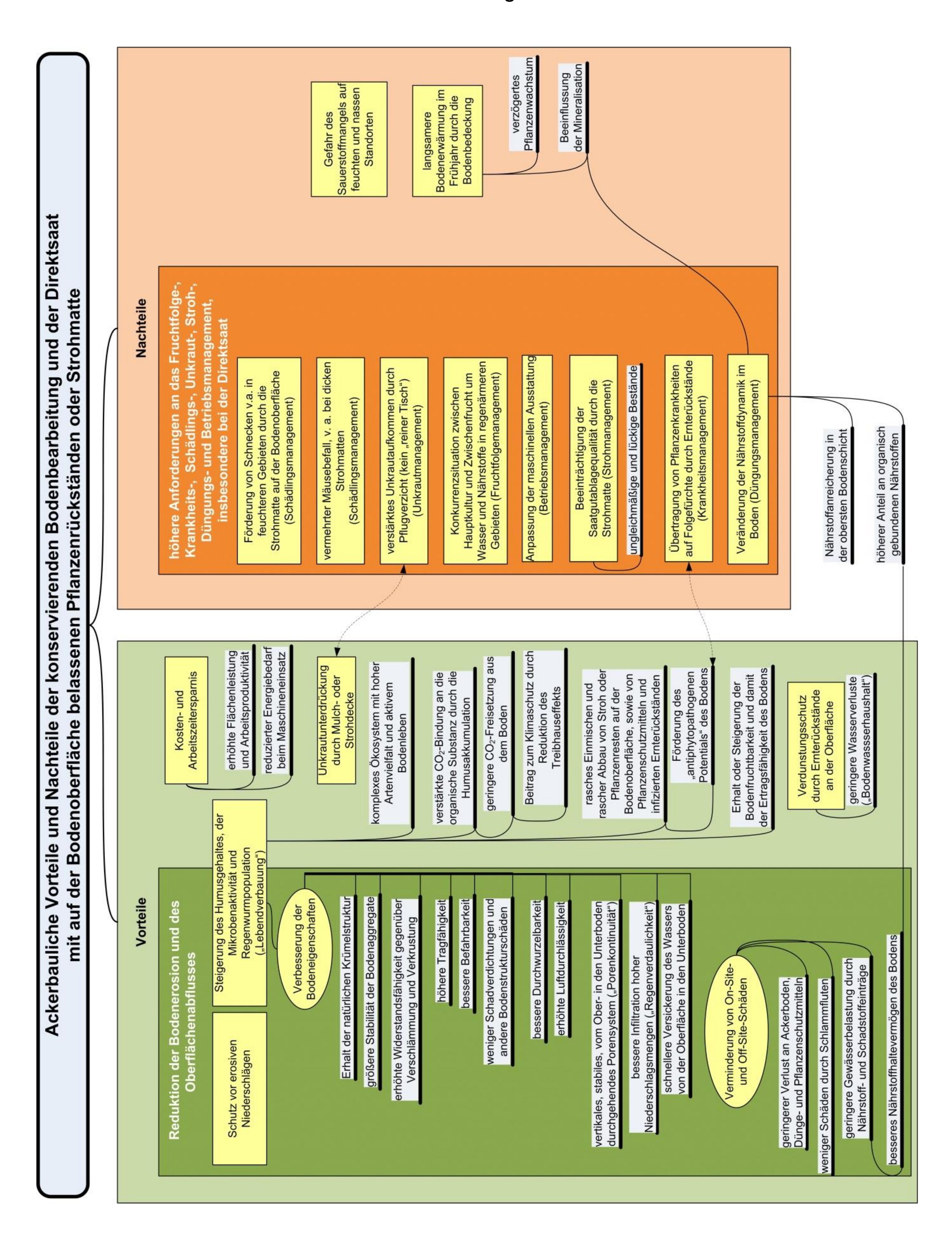


Abb. A-3: Ackerbauliche Vorteile und Nachteile der konservierenden Bodenbearbeitung und der Direktsaat

Tab. T-1: Agronomische Maßnahmen auf den Maisversuchsparzellen

Datum	Variante	Maßnahme und/oder Gerät	Menge
08.08.2012	alle	Düngung mit Rottemist	350 dt/ha
09.08.2012	alle	Mist eingrubbern, Schälfurche mit Gassner-Pflug	
10.08.2012	alle	Saatbettkombination Korund	
11.08.2012	alle	Saatbettkombination Korund	
	alle	Güttler Frontwalze + Lemken Zinkenrotor + Lemken Safir	
	a_1 - a_4	Saat *Vicia sativa* cv. Mery + *Raphanus sativus* cv. Rego	80 + 5 kg/ha
	a_5	Saat *Trifolium incarnatum*	40 kg/ha
	a_6	Saat *Trifolium repens* cv. Rivendel + Klondike	12 kg/ha
12.08.2012	alle	Walze	
12.01.2013	a_1 + a_2	Pflug	
28.03.2013	alle	Bodenproben	
22.04.2013	a_2	Saat *Triticum aestivum* cv. Aszita, je 2 Säschare geschlossen	420 Kö./m^2
24.04.2013	a_1	Kreiselegge	
03.05.2013	a_3 - a_6	Mulcher	
04.05.2013	a_3 - a_6	Reihenfräse	
07.05.2013	a_1	Saat *Zea mays* cv. Ronaldo, Kreiselegge + Einzelkornsämaschine	10 Kö./m^2
	a_2	Saat *Zea mays* cv. Ronaldo, Einzelkornsämaschine	
	a_3 - a_6	Saat *Zea mays* cv. Ronaldo, Reihenfräse + Einzelkornsämaschine	
06.06.2013	alle	1. Maschinenhacke (Zwischenachs, a_2 beidseits je 1 Messer)	
19.06.2013	alle	2. Maschinenhacke wie am 06.06.2013 + Hackstriegel	
02.07.2013	alle	3. Maschinenhacke wie am 06.06.2013 ohne Hackstriegel	
30.09.2013	alle	Maisernte mit Ertragsparametererhebung	

Tab. T-2: Toleranzgrenzen des Bodenabtrags in t/ha*a (SCHWERTMANN et al. 1990, S. 13)

Toleranzgrenze t/ha	Gründigkeit	Tiefe cm	Bodenschätz. (Acker) Zust. stufe	Bodenschätz. (Acker) Bodenzahl	Häufige Bodenformen
1	flach	< 30	häufig 6–7 (V, Vg, D)	meist < 35	– Rendzinen, Pararendzinen, Ranker aus Festgestein und Ranker aus stark steinigem Lockergestein (Moränen, Schotter)
3	mittel	30–60	häufig 5–4	35–50 bei sL, L, LT bis 60 bei S, SL auch < 35	– tiefgründige Rendzinen, tiefgründige Pararendzinen, Ranker aus Festgesteinen; – Pararendzinen und Regosole aus feinkörnigem Lockergestein (Löß, Flugsand); – Braunerden aus mächtigeren Flugsanddecken; – Braunerden, Parabraunerden, Pelosol-Braunerden und Pelosole aus Deckschichten in Ober- bis Mittelhanglage
7	tief	60–100	4–2	bei SL, L, LT > 60 bei lS, SL > 50	– Braunerden, Parabraunerden, Regosol-Braunerden aus geringmächtigen Deckschichten in Mittel- bis Unterhanglage; – Braunerden, Parabraunerden aus mächtigeren Deckschichten (Löß, Lößlehm, Fließerden)
10	sehr tief	> 100	3–1 (4)	bei sL, L, LT > 60 bei lS, SL > 50	– Braunerden, Parabraunerden aus mächtigeren Deckschichten (Löß, Lößlehm, Fließerden) in Unter- bis Mittelhanglage sowie auf weitflächigen, örtlich schwach geneigten Verebnungen

Tab. T-3: Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Erosionsschutzmaßnahmen

Maßnahme	Ziel	Nutzen	Bewertung
Nutzungsänderung: Umwandlung von Ackerland in Grünland als bester Erosions-schutz	Ganzjährige Bodenbe-deckung, hohe Infilltra-tionskapazität und Aggre-gatstabilität durch Viel-zahl an Bodenlebewesen	Erosionsreduktion durch großflächige Erhöhung gut bedeckter und wenig gefährdeter Böden	Effektivste Schutzmaßnahme, die aber nur wirtschaftlich sein kann, wenn Betriebsflächen stillgelegt oder verpachtet werden können
Fruchtfolgegestaltung und Fruchtartenaus-wahl	Vielfältige Fruchtfolge mit mehrjährigem Ackerfutter, wenigen Reihenkulturen wie Mais, mehr erosions-mindernden Winter- und wengier erosionsfördern-den Sommerkulturarten	Erosionsreduktion durch zeitliche und räumliche Erhöhung einer bodenschüt-zenden Bedeckung	Sehr wirksame Maßnahme, die eigentlich zur Guten Fachlichen Praxis zählt, der aber häufig Pacht-, Markt- und politische Förderungsbedinungen etc. entgegenstehen
Zwischenfruchtanbau und Anbau von Unter-saaten: Futter- und Gründüngungs-pflanzen, über Winter abfrierende Frucht-arten möglichst mit pflugloser Bestellung der Folgefrucht bzw. Gras-Untersaaten in Wintergetreide und Klee- und Kleegras-untersaaten in Mais	Gewährleistung des Erosionschutzes durch Sicherstellung einer hohen Bodenbedeckung (ohne zusätzliche Arbeitsgänge beim Untersaatenanbau) und gleichzeitig Erhöhung des Gehalts an organischer Bodensubstanz (Humus) durch die zusätzlichen Spross- und v.a. Wurzel-rückstände der Zwischen-früchte und Untersaaten	Bodenabtragsreduktion v.a. unter Reihenfrüch-ten durch erhöhten Bodenbedeckungsgrad, Nährstoffbindung und Reduktion des Boden-Nitratgehalts, sowie Vermeidung negativ wirkender Brache über Wintermonate und von Nährstoffauswaschung, Kombinierbarkeit mit Mulchsaatverfahren	Äußerst wirkungsvolle und em-pfehlenswerte Maßnahme, wenn die Wasserbilanz ausreichend (> 500-550 mm/a) ist; Nachteile: zusätzlicher Arbeitsaufwand und mehr Arbeitsgänge bei Zwischen-fruchtanbau, Entstehung von Ar-beitsspitzen, fehlende Saatmög-lichkeit bei später Hauptfrucht-ernte und zu wenig Erfahrung; da v.a. bei den Saatgutkosten starke Schwankungen vorliegen, ist auf möglichst geringe Saatgutkosten zu achten, damit diese größten-teils durch Mehrerlöse aus dem Gründüngungseffekt gedeckt sind
Grünstreifensaat: Wechsel erosions-mindernder und erosionsfördernder Fruchtarten durch höhenlinienparallele Gras- und Getreide-streifen im Mais von ca. 2 m Breite oder durch Getreideeinsaat in Einzel- oder Doppel-reihen in Mais bzw. Wechsel von 30-50 m breiten, parallelen Schutzstreifen	Verkürzung der Abfluss-wege durch Pflanzung dichter Vegetations-streifen quer zur Gefällerichtung	Begrenzung der Wasser-erosion und von Runoff v.a. bei bereits im Mai und Juni auftretenden, stark erosiven Nieder-schlägen, wenn die Hauptkultur noch keine ausreichend dichte Vegetationsbedeckung gebildet hat	Maßnahme kann wirksam und möglicherweise effizient sein, sofern die Bedingungen (wie z.B. richtige Streifenbreite und -ent-fernung, gute Bodenbedeckung, günstige Hangtopographie und schonende Bodenbearbeitung) stimmen, die Hänge nicht zu lang und steil sind und das Verfahren mit einer Bearbeitung quer zum Gefälle kombiniert wird; Nachteile sind die Kosten für die Anlage und höhere Arbeits- und Maschinenkosten aufgrund einer Verkürzung der Schläge
Engsaat von Silomais (37,5 cm statt 75 cm)	Redutkionder Boden-erosion unter Mais durch eine Erhöhung bzw. Beschleunigung der Bodenbedeckung	Bessere Nährstoff- und Wasserausnutzung, höherer Ertrag, frühere Bodenbedeckung und damit besserer Ero-sionsschutz, sowie geringerer Pflanzen-schutzaufwand durch zeitigen Lückenschluss	Empfehlenswerte Maßnahme, auch wenn die Kosten durch Anpassung der Erntetechnik hö-her sind als bei konventioneller Aussaat, weil die zusätzlichen Kosten durch den höheren Ertrag kompensiert werden können; ansonsten eine überbetriebliche Mechanisierungslösung finden

Tab. T-4: Erosionsmindernde Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren

Maßnahme	Ziel	Nutzen	Bewertung
Konservierende Bodenbearbeitung: Mulchsaat mit oder ohne Saatbettbereitung oder Direktsaat ohne Bodenbearbeitung	Einsaat der Folgefrucht in Pflanzenreste auf der Bodenoberfläche (Ernterückstände, Zwischenfrüchte) mit reduzierter oder ohne Bodenearbeitung; Schaffung kleiner Barrieren quer zum Hang	Bodenabtragsreduktion durch Erhöhung der räumlichen und zeitlichen Bodenbedeckung, biologischen Aktivität, Regenverdaulichkeit und Aggregatstabilität aufgrund Minimierung oder Unterlassung des Pflugeinsatzes	Sehr gute und sehr wirksame Kernbodenschutzmaßnahme; Einsparung von Arbeits- und Maschinenkosten möglich, aber Probleme wie hoher Unkrautdruck und Wasserdefizit, welche die Einsparungen kompensieren; Direktsaat kann wirtschaftlich etwas rentabler sein als Mulchsaat, aber oft auch die größten Schwierigkeiten (v.a. Unkraut-, Krankheits-, Schädlingsdruck, Durchwuchs-, Stroh- und Düngermanagement) bereiten
Höhenlinienparallele Bewirtschaftung quer zum Gefälle (Konturbearbeitung)	Schaffung einer rauen Ackeroberfläche durch reliefangepasste Querbearbeitung am Hang	Bodenabtragsreduktion durch Abbremsen des vom Hang abfließenden Runoff-Wassers	Maßnahme nur unterhalb der kritischen Hanglänge wirksam und zu empfehlen, sonst sogar gegenteilige Wirkung bei sehr hohen Niederschlägen möglich; anspruchsvolle Durchführung
Tiefenlockerung von Fahrspuren	Beseitigung von Unterbodenverdichtungen zum Erhalt der natürlichen Boden(schutz)funktionen	Minderung der Gefahr von Verschlämmung, Runoff und linearen Erosionsvorgängen	Geringer Nutzen, da Maßnahme zwar preiswert und kurzfristig durchführbar, aber nicht nachhaltig ist und bei Starkregen der gelockerte Boden erodieren kann
Kalkdüngung	Erhöhung der Widerstandsfähigkeit des Bodens ggü. Erosion	Förderung des Bodenlebens und Beitrag zum stabilen Bodengefüge	Prinzipiell Bestandteil der Guten Fachlichen Praxis (Verbesserung von pH und Nährstoffversorgung)

Tab. T-5: Zusätzliche erosionsmindernde Flurgestaltungsverfahren

Maßnahme	Ziel	Nutzen	Bewertung
Anlage von Strukturelementen wie Hecken, Feldraine, Saumbiotope etc.	Schaffung ausreichender Filterbereiche zwischen Agrarfläche und Biotop unter zumutbaren Kosten	Abflussminderung und Aufrechterhaltung der Leisungsfähigkeit des Naturhaushaltes	Wirksamkeit ist nur bedingt und z. T. erst nach Jahren vorhanden; ohne richtige Förderungspolitik nicht oder kaum wirtschaftlich
Anlage von Gewässerrand- und Filterstreifen (*grassed waterways*)	Vermeidung von Off-Site-Schäden, vorwiegend der Gewässerverschmutzung	Zurückhaltung und Filterung des angeschwemmten Bodens	Keine ausreichende Wirksamkeit als isolierte Maßnahme, sondern nur in Kombination mit anderen
Anlage von Terrassen, Steinwällen etc.	Ermöglichung der Bewirtschaftung auf steileren Hängen möglichst ohne schwere Bodenverluste	Abflussminderung auf Steillagen in Gebirgen; Ergänzung zu anderen Schutzmaßnahmen	Wirksamkeit höchstens gegeben in Kombination mit weiteren Maßnahmen wie dichte Hecken oder Mulchlage; sehr aufwändig

Tab. T-6: Verminderung von Bodenschadverdichtungen und Fahrspuren

Maßnahme	Ziel	Nutzen	Bewertung
Bodenschonende Bereifung (Breit-, Terra- oder Zwillingsreifen)	Minderung des auf die Bodenoberfläche wirkenden Druckes durch Vergrößerung der Aufstandsflächen	Reduktion der Bodenschadverdichtung, sowie von Schlupf- und Zugkraftbedarf, somit auch Senkung des Dieselverbrauchs und Arbeitszeiteinsparung	Wirtschaftliche und bodenschonende Maßnahme wegen Kosteneinsparung zur Behebung von Verdichtungen und zur Schaffung eines geeigneten Saatbetts, dem Vermeiden des Verlusts an Nährstoffeffizienz, Etrag, sowie des Pacht- und Kaufwertes bei sehr evidenten Schäden; Terrareifen sind besser, aber auch teurer als Breitreifen und die Maßnahme ist aufgrund der Reifenkosten generell für kleine Betriebe nicht empfehlenswert
Anpassung des Reifeninnendruckes, z.B. mit Reifendrucksystemen	Befahren des Ackers mit möglichst geringem Luftdruck (ca. 0,8 bar), um den Boden nicht zu stark zu verdichten	Infiltrationsvermögen wird erhalten, Diesel eingespart, Schlupf gemindert und die Nutzungsdauer erhöht	Die Vorteile liegen in der Regel über den Kosten für eine Reifendruckregelanlage, sodass diese ökonomisch durchaus lohnenswert sein kann
Einsatz von Maschinen mit Allrad-, Zapfwellenantrieb und Schlupfanzeige, sowie von Gleisbandfahrzeugen	Senkung von Bodendruck und Verminderung von Bodenschadverdichtung	Hohe Umsetzung der Motorleistung in Zugkraft, geriner Schlupf und Bodendruck, sowie gute Handhabbarkeit auch bei ungünstigen Bodenverhältnissen	Maschinen wie Raupenschlepper eignen sich aufgrund der deutlich höheren Kosten pro Wirkungseinheit und der daher nötigen hohen Auslastung nur für große Betriebe oder für den überbetrieblichen Einsatz
Beschränkung der Radlast	Vermeidung von Schadverdichtungen, tiefen Spuren und einer Verminderung des Infiltrationsvermögens	Weniger Bodenschadverdichtungen und Runoff v.a. in den Fahrspuren	Geringe Praxistauglichkeit, da schwere und große Maschinen aufgrund ihrer höheren Leistungsfähigkeit bevorzugt genutzt werden
Erhöhung der Bodentragfähigkeit und Aggregatstabilität durch konserv. Bodenbearbeitung mit langer Bodenbedeckung und organischer Düngung	Stabilisieurng der Bodenstruktur und des Makroporensystems, Aufbau eines Stützgefüges durch strukturstabilisierende organische Substanz	Verminderte Bodenschadverdichtungen, verzögerter Runoff, Förderung des Bodenlebens und erhöhte biologische Vielfalt	Zählt zur Guten Fachlichen Praxis und ist wirtschaftlich, sobald bei gleichem Ertrag die Bearbeitungskosten sinken; Effekt von Kompost ist gering, aber langfristig nachweisbar
Schonende Bodenbearbeitungsverfahren: Arbeitsgänge zusammenlegen, Onland-Pflügen, auf eine Bearbeitung bei feuchtem Boden verzichten etc.	Verhinderung von Verschlämmung und Verkrustung, sowie von potentiellen Erosionsrinnen in verdichteten Fahrspuren	Sicherung des Ertragspotenzials und weniger Runoff v.a. innerhalb verdichteter Spurrinnen	Zählt zur Guten Fachlichen Praxis, kann aber im Betrieb nicht immer eingehalten werden und erfordert umfangreichere Beratung
Stilllegung von Minderertragsflächen bzw. Extensivierung besonders erosionsanfälliger Flächen	Einleitung der Regeneration durch Bodenruhe, damit es auf den betroffenen Flächen seltener zu Erosionen und Runoff kommt	Größter Nutzen sind die Ausgleichszahlungen und sonstigen Einsparungen	Es fallen Kosten an für die Ermittlung der Flächen, hinzu kommt der Erwerbsverlust und die Bewirtschaftungserschwernis mit z.T. höheren Arbeits- und Wendezeiten; dennoch geringes finanzielles Risiko, sofern richtig kalkuliert wird

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt

Herrn Prof. Dr. Günter Leithold für die Bereitstellung des Themas, für die stets offene Türe und für die guten Ratschläge zur Gestaltung dieser Master-Thesis in vertrauten Einzelgesprächen.

Herrn Dr. Franz Schulz für die Übernahme der Zweitbetreuung und seine freundliche Unterstützung, ohne die diese Arbeit nicht erfolgreich hätte fertiggestellt werden können. Besonders bedanken möchte ich mich für die Bereitstellung der statistischen Daten und der Erosionsbilder vom Gladbacherhof, sowie für die Beantwortung aller Fragen mit verschiedenen Anliegen zur Erstellung der vorliegenden Abschlussarbeit.

Herrn Klaus-Peter Franz für die aktive Unterstützung bei der Erhebung der Ertragsparameter und für die Karte aus der Ackerschlagkartei des Gladbacherhofes.

Frau Maria Nägele für die Erhebung der Bodenproben und für die Weitergabe dieser Messwerte.

Meiner Familie für die mentale Unterstützung und insbesondere Dieter Best für die außerordentlich gründliche Korrekturlese.

Eidesstattliche Erklärung

„Ich versichere, dass ich die vorliegende Masterarbeit selbstständig verfasst, keine anderen als die angegebenen Quellen und keine unerlaubten Hilfsmittel verwendet habe. Mit der Überprüfung per Anti-Plagiatssoftware erkläre ich mich einverstanden. Bestandteile der Arbeit, die andere Publikationen oder fremde Mitteilungen wörtlich oder sinngemäß wiedergeben, sind als solche gekennzeichnet. Weiterhin versichere ich, dass diese Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form zuvor noch in keinem anderen Studiengang als Prüfungsleistung vorgelegt wurde.“